
**Análisis geográfico de los incendios forestales de la España
peninsular en el período 1991-2005**

TESIS DOCTORAL PRESENTADA POR

Felipe Rodríguez Verdú

BAJO LA DIRECCIÓN DEL

Dr. Javier Salas Rey

Programa de doctorado de Cartografía, S.I.G. y Teledetección

DEPARTAMENTO DE GEOGRAFÍA

Alcalá de Henares, Diciembre 2010

Don Quijote soy, y mi profesión

la de andante caballería.

Son mis leyes, el deshacer entuertos,

prodigar el bien y evitar el mal.

Huyo de la vida regalada,

de la ambición y la hipocresía,

y busco para mi propia gloria

la senda más angosta y difícil.

¿Es eso, de tonto y mentecato?.

Miguel de Cervantes

Agradecimientos

Quiero agradecer en primer lugar a mi mujer Ulrika y a mi hijo Pablo, por su paciencia y todo el tiempo que me han dado, o que yo les he quitado, para poder realizar esta tesis que no hubiera sido posible sin su esfuerzo. A mi padre por su apoyo y a mi madre porque es mi madre (ánimo!). A mi hermano Alfonso y a Jesús por estar ahí, aún en la distancia

Esta tesis ha sido un reto en muchos aspectos, mi propio *orden*, desconfianza en los inicios, seguridad a medida que la tesis iba madurando hasta lo que ha llegado a ser, inquietudes, resultados positivos y negativos, nuevas enseñanzas, nuevos caminos, distancia, una familia con la que llevar el día a día, un trabajo con otros objetivos que los de esta tesis, en otro país, muchas preguntas y mucho, mucho esfuerzo. Ahora que finalmente se ve la luz al final del túnel uno entiende que todo esto merece la pena de todos los sacrificios y sufrimientos que uno llega a pasar. Todo esto no hubiera sido posible sin la ayuda académica, personal y encomiable de mi tutor, Javier Salas. A él quiero agradecer todas las horas que le ha dedicado a la supervisión de la tesis y los consejos de profesor a alumno que uno debe apreciar. Gracias por tener tanta comprensión, paciencia y, a pesar de la distancia, Skype mediante, ayudarme como lo ha hecho.

A la gente del sótano que formó parte del inicio de esta tesis, en los dos primeros años. Algunos ya no están, otros han venido, ciertos personajes siguen con vida allá abajo y la vida sigue igual por esos lares. Ahora pasado el tiempo uno se pone sentimental y echa de menos las horas que se compartieron allí en el sótano hiciera buen tiempo o mal tiempo. Destacar a Chicho por los ratos tan entrañables que pasamos en el sótano y fuera del sótano.

A los profesores que tuvieron que aguantar a un amplio grupo de personas de distintas nacionalidades y con distintos intereses en los cursos de doctorado.

A COWI por dejarme dedicar muchas horas de trabajo y medios para poder acabar la tesis. Dar también mi gratitud a la DGB para la utilización de los datos. Las observaciones formuladas por los revisores anónimos a lo largo de todos los capítulos se agradecen enormemente.

Índice

Abstract	1
Resumen	3
Introducción	5
Objetivos y estructura de la tesis.....	9
Referencias.....	13
Capítulo I. Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005	17
Resumen	19
Abstract.....	20
1. Introducción	20
2. Objetivos	24
3. Metodología.....	24
3.1. Análisis visual: cartografía de área quemada.....	24
3.2. Ocupación del suelo de las áreas quemadas	27
3.3. Validación	28
4. Resultados.....	30
4.1. Cartografía de área quemada (BDAQ) – Distribución espacial	30
4.2. Validación	34
5. Discusión de los resultados.....	38
6. Conclusiones	43
7. Agradecimientos	45
8. Referencias.....	45

Capítulo II. Caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular (1991-2005).....	53
Resumen	55
Abstract	55
1. Introducción	55
2. Objetivos.....	59
3. Fuentes	59
3.1. Cartografía de incendios.....	59
3.2. Variables biofísicas relacionadas con la superficie quemada.....	60
4. Metodología	62
4.1. Tabulación cruzada	62
5. Resultados	63
5.1. Tabulaciones cruzadas simples.....	63
5.1.1. Variables cuantitativas	63
5.1.2. Variables categóricas	66
5.2. Tabulaciones cruzadas combinadas	67
6. Discusión de los resultados	73
7. Conclusiones.....	76
8. Agradecimientos.....	77
9. Referencias	78
Capítulo III. Relaciones entre los factores biofísicos y antropogénicos y los incendios forestales en España mediante el análisis multivariable, 1991-2005	83
Resumen	85
Abstract	86
1. Introducción	86
1.1. Interacción de los incendios forestales con parámetros biofísicos y antropogénicos	87

2. Objetivos	90
3. Material y Métodos.....	91
3.1. Área de estudio	91
3.2. Superficie quemada.....	91
3.3. Variables biofísicas y antropogénicas relacionadas con los incendios forestales	92
3.3.1. Variables climáticas	93
3.3.2. Variables topográficas	93
3.3.3. Variables relacionadas con la ocupación del suelo (vegetación)	94
3.3.4. Variables antropogénicas	95
3.4. Caracterización de los incendios	96
3.4.1. Esquema de la selección de las variables independientes	96
3.4.2. Tamaño de la muestra	98
3.4.3. Procedimientos analíticos	99
4. Resultados.....	102
4.1. Variables independientes seleccionadas	102
4.2. Modelos de área quemada	103
4.2.1. Regresión logística	103
4.2.2. Análisis discriminante	104
4.2.3. Árbol de Regresión	105
4.2.4. Síntesis de los métodos - superficie quemada	106
4.3. Modelo por tamaño de incendios	107
4.3.1. Análisis discriminante	107
4.3.2. Árbol de regresión	109
4.3.3. Síntesis de los métodos - tamaños	109
5. Discusión y conclusiones.....	110
6. Agradecimientos	116

7. Referencias	116
Capítulo IV. Caracterización geométrica de los incendios forestales ocurridos en la España peninsular entre 1991-2005	123
Resumen	125
Abstract	125
1. Introducción	126
2. Hipótesis y objetivos.....	128
3. Material	128
3.1. Ocurrencia de incendios	128
3.2. Mapa de pisos bioclimáticos.....	129
4. Métodos	130
4.1. Unidades métricas de forma	131
4.2. Orientación geográfica de los incendios.....	133
5. Resultados	134
5.1. Unidades métricas espaciales.....	134
5.2. Análisis de componentes principales	139
5.3. Orientación geográfica de los incendios.....	140
6. Discusión.....	142
7. Conclusiones.....	145
8. Agradecimientos.....	147
9. Referencias	147
Capítulo V. Procesos sistemáticos e intensidad del cambio en la ocupación del suelo de la superficie forestal quemada en España (1991 - 2005)	151
Resumen	153
Abstract	153
1. Introducción	154

1.1. Detección de cambios	156
2. Materiales	158
2.1. Área de estudio	158
2.2. Cartografía de área quemada	158
2.3. Mapas de ocupación del suelo	159
3. Metodología.....	161
3.1. Dinámica del cambio de la ocupación del suelo	161
3.2. Nivel de intensidad de los cambios.....	163
4. Resultados.....	165
4.1. Dinámica del cambio de la ocupación del suelo entre 1990 y 2000.....	167
4.1.1. Persistencia, cambios e intercambio (1990-2000)	167
4.1.2. Identificación de las transiciones sistemáticas (y al azar)	168
4.2. Dinámica del cambio de la ocupación del suelo entre 2000 y 2005.....	172
4.2.1. Persistencia, cambios e intercambio (2000-2005)	172
4.2.2. Identificación de las transiciones sistemáticas (y al azar)	174
4.3. Comparación entre los dos periodos	178
4.4. Intensidad de los cambios para los dos intervalos	179
4.4.1. A nivel de intervalo	179
4.4.2. A nivel de categoría	179
4.4.3. A nivel de transición	181
5. Discusión	183
6. Conclusiones	188
7. Agradecimientos	189
8. Referencias.....	190
Conclusiones y futuras líneas de investigación	195

Lista de figuras

Figura I. 1. Número de incendios y área quemada para los países euromediterráneos y España entre 1980 y 2006	21
Figura I. 2. Esquema del análisis multitemporal.....	26
Figura I. 3. Cartografía de área quemada (BDAQ).....	31
Figura I. 4. Distribución de la BDAQ por categorías de ocupación del suelo y distribución de éstas en el territorio peninsular.....	33
Figura I. 5. Análisis de regresión lineal global entre BDAQ y BDIF (1991-2005)	35
Figura I. 6. Errores de omisión, comisión y acuerdo global.....	36
Figura II. 1. Mapa de la distribución de la BDAQ por regiones biogeográficas.....	61
Figura II. 2. Precipitación invierno y Temperatura máxima de verano.....	63
Figura II. 3. Altitud y Pendiente.....	65
Figura II. 4. Distribución de la BDAQ (%) por pisos bioclimáticos y ocupación del suelo.....	67
Figura II. 5. Distribución de las frondosas en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	68
Figura II. 6. Distribución de los bosques mixtos en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	69
Figura II. 7. Distribución de los pastizales en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	69
Figura II. 8. Distribución de las dehesas en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	70
Figura II. 9. Distribución de las coníferas en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	71
Figura II. 10. Distribución de los matorrales en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	71
Figura II. 11. Distribución de los espacios de vegetación escasa en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).....	73
Figura III. 1. Pisos bioclimáticos con BDAQ.....	95
Figura III. 2. Diagrama de la metodología.....	96

Figura IV. 1. Pisos bioclimáticos de las series de vegetación (Rivas-Martínez 1987).	130
Figura IV. 2. Análisis de la varianza por clases de tamaño y por pisos bioclimáticos.	137
Figura IV. 3. Análisis de las componentes principales.	139
Figura IV. 4. Distribución de BDAQ - Orientación..	140
Figura V. 1. Ocupación del suelo de la superficie quemada (%)	160

Lista de tablas

Tabla 1. Síntesis del contenido de la tesis y las publicaciones derivadas.	9
Tabla II. 1. Distribución de la BDAQ por tamaño del incendio.	60
Tabla II. 2. Estadístico χ^2 , (df=4), para variables cuantitativas	64
Tabla II. 3. Estadístico χ^2 , (df=10), para variables categóricas.	66
Tabla III. 1. Tabla de clasificación de los modelos AQ.	103
Tabla III. 2. Importancia de las variables en los modelos de AQ.	104
Tabla III. 3. Tabla de clasificación de los modelos TI.	107
Tabla III. 4. Importancia de las variables en los modelos TI.	108
Tabla IV. 1. Unidades métricas de forma de los incendios por tamaño.	134
Tabla IV. 2. Unidades métricas de los incendios por PB.	136
Tabla IV. 3. Distribución de la BDAQ según la orientación por Piso Bioclimático.	141
Tabla V. 1. Reclasificación de las categorías de CORINE-Land Cover.	160
Tabla V. 2. Formato genérico de la matriz de transición.	162
Tabla V. 3. Parámetros relacionados con las transiciones inter-categorías.	162
Tabla V. 4. Dinámica de cambios en la ocupación del suelo de la superficie quemada.	166
Tabla V. 5. Transiciones más destacadas en los cambios de ocupación del suelo	166
Tabla V. 6. Detección de cambios en la ocupación del suelo (1990-2000).	168
Tabla V. 7. Porcentajes de cambio en términos de ganancia (1990-2000).	169
Tabla V. 8. Porcentajes de cambio en términos de pérdida (1990-2000).	171
Tabla V. 9. Transiciones más frecuentes en el período 1990-2000	172
Tabla V. 10. Detección de cambios en la ocupación del suelo (2000-2006)	173
Tabla V. 11. Porcentajes de cambio en términos de ganancia (2000-2006).	175
Tabla V. 12. Porcentajes de cambio en términos de pérdida (2000-2006).	176
Tabla V. 13. Transiciones más frecuentes en el período 2000-2006.	177
Tabla V. 14. Análisis de la intensidad de cambio por categoría	180
Tabla V. 15. Transiciones a MAT y transiciones desde CON.	181
Tabla V. 16. Transiciones a EVE y transiciones desde MAT.	183

Abstract

Forest fires are a major cause of destruction of the natural environment in the Mediterranean ecosystems and cause significant ecological changes in forest cover affected, with positive and negative effects on the landscape, soil, water, vegetation and atmosphere. In this context, to know the spatial characteristics of forest fires is essential to study their effects on the natural environment and to better understand their behavior and to implement appropriate preventive measures. Spatial analysis of forest fires involves several tasks that facilitate the establishment of spatial patterns that can be used in the management of this phenomenon. Among these, we emphasize the following: i) the generation of detailed information about the damage caused by fire on vegetation and landscape, ii) the relationship of forest fires with various biophysical and anthropogenic variables, which are associated with the probability of ignition and/or spread, which determine the characteristics of fires, iii) the geometrical characteristics of the perimeter of the burned areas and iv) the detection of changes in land cover affected by forest fires. The information obtained by analyzing these parameters define the characteristics of forest fires in a given area and may be useful, to varying degrees, in the three main stages of forest fire management: prevention, suppression and post-fire action.

In this thesis we wanted to highlight the role of fire in the spatial processes of landscape in Spain with the help of remote sensing and Geographic Information Systems (GIS). In order to achieve that a mapping of forest fires over 25 ha of peninsular Spain for the period 1991-2005 by visual analysis of satellite imagery mosaics of Landsat and SPOT was generated (Chapter I), it was also analyzed the distribution of various biophysical variables in the area burned by these fires (Chapter II), it has been developed explanatory models of area burned and fire size by multivariate analysis from the relationship between forest fires and different climatic, topographic, vegetation and anthropogenic factors (Chapter III), it has been carried out the geometric characterization of forest fires from a variety of spatial metrics (Chapter IV) and, finally, we have analyzed the systematic processes of change and intensity of

changes in land cover in the area burned during the study period and the temporal evolution of the trends of change in two intervals -1991-2000 and 2000-2006 - (Chapter V).

Resumen

Los incendios forestales constituyen una de las causas más importantes de destrucción del medio natural en los ecosistemas mediterráneos y producen importantes cambios ecológicos en las cubiertas forestales afectadas, con efectos positivos y negativos sobre el paisaje, suelo, agua, vegetación y atmósfera. Conocer las características espaciales de los incendios forestales es fundamental para el estudio de sus efectos en el medio natural, así como para comprender mejor su comportamiento y poder aplicar las medidas más adecuadas de prevención.

El análisis espacial de los incendios forestales conlleva diversas tareas que facilitan el establecimiento de patrones espaciales que puedan utilizarse en las labores de gestión de este fenómeno. Entre ellas, destacan cuatro: i) la generación de información detallada sobre los daños provocados por el fuego en la vegetación y el paisaje, ii) la relación de los incendios forestales con diversas variables del medio físico y humano, asociadas a la probabilidad de inicio y/o propagación del fuego, que determinen las características de los incendios, iii) las características geométricas de los perímetros de las áreas quemadas y iv) la detección de cambios de la ocupación del suelo afectada por los incendios forestales. La información obtenida mediante el análisis de estos parámetros definirá las características de los incendios forestales en un determinado territorio y puede ser útil, en distinta medida, en las tres principales fases de gestión de los incendios forestales: prevención, extinción y actuación post-incendio.

En esta tesis se ha querido poner de manifiesto el papel del fuego en los procesos espaciales del paisaje en España mediante la ayuda de la teledetección y los Sistemas de Información Geográfica (SIG). Para ello se ha generado la cartografía de los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular para el período 1991-2005 mediante análisis visual de mosaicos de imágenes de satélite Landsat y SPOT (Capítulo I), se ha analizado la distribución de diversas variables del medio físico en la superficie quemada por esos incendios forestales (Capítulo II), se han desarrollado modelos explicativos del área quemada y el tamaño de los incendios mediante el análisis multivariante a partir de la relación entre los incendios

forestales y diferentes factores climáticos, topográficos, vegetación y antropogénicos (Capítulo III), se ha llevado a cabo la caracterización geométrica de los incendios forestales a partir de diversas unidades métricas espaciales (Capítulo IV) y, por último, se han analizado los procesos sistemáticos de cambio e intensidad de los cambios en la ocupación del suelo en la superficie quemada durante el período de estudio, así como la evolución temporal de las tendencias de cambio en dos intervalos -1991-2000 y 2000-2006- (Capítulo V).

Introducción

Los incendios forestales tienen un papel determinante en la dinámica de los ecosistemas en distintos biomas del Mundo (Whelan, 1995). Junto a su desarrollo natural, el fuego se ha utilizado como herramienta para convertir sectores forestales en agrícolas o superficies de pastos (Vélez, 2000). Además de la pérdida de vidas humanas y bienes materiales, los incendios forestales son una gran amenaza por la pérdida de biodiversidad (Neary *et al.*, 1996), alteración de la composición de especies y distribución de las clases de edad según la intensidad del fuego (Turner y Romme, 1994). También tienen una implicación muy destacada en la contribución de las emisiones de gases de efecto invernadero, así como el efecto sumidero del carbón acumulado en los bosques y su posible emisión en caso de ocurrir la combustión de los mismos (Van Der Werf *et al.*, 2004, 2006). Su recurrencia provoca la pérdida de suelo y favorece la erosión y los procesos de escorrentía (Doerr y Cerdà, 2005; Pausas y Vallejo, 1999).

A nivel global, se observa un aumento en de los incendios forestales, registrado en regiones tropicales, templadas y boreales. En los bosques tropicales se ha constatado que los incendios severos generan cadenas de auto-alimentación positivas, aumentando la susceptibilidad, la carga de combustible y la intensidad de fuego. Si su uso actual del suelo y las prácticas habituales de fuego no cambian, el aumento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales de estos bosques harán que éstos se conviertan de forma permanente en sabana o matorral (Cochrane *et al.*, 1999). En las zonas boreales y templadas, tras varias décadas de descenso generalizado, se ha experimentado un aumento en la superficie quemada a partir de la década de los 70 (Kasischke *et al.*, 1999; Shvidenko y Nilsson, 1994; Shvidenko y Nilsson, 1997). Este aumento sigue una tendencia paralela a la del calentamiento observada en dicha región (Kasischke *et al.*, 1999), a pesar del uso de distintas técnicas de supresión del fuego y técnicas de detección mejoradas. Westerling et al (2006) encontraron patrones temporales que indican relación entre el aumento de la superficie quemada en la costa occidental de EE.UU. y el aumento experimentado por las temperaturas medias en esta zona.

En los ecosistemas mediterráneos también se ha observado un incremento de la ocurrencia del fuego en las última décadas (Badía-Perpinyà y Pallares-Barbera, 2006; Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Le Houerou, 1973; Moritz, 2003; Puigdefábregas y Mendizábal, 1998; Vázquez y Moreno, 2006; Vélez, 2000; Verdú, 2007). En la Europa Mediterránea, el número de incendios forestales ha aumentado en las últimas décadas, duplicándose desde la década de 1970 a nuestros días, en que se registran más de 50.000 incendios anuales. La superficie quemada anual está en torno a 600.000 ha, cifra que también duplica a la registrada en la década de 1970 (Goldammer, 2001; Vélez, 2000).

En la región mediterránea los incendios forestales son una parte esencial de la historia de su paisaje. El régimen de fuego en estas zonas está estrechamente relacionado con el uso intensivo del paisaje al que ha sido expuesto desde hace miles de años (Pausas *et al.*, 2008). Este hecho condiciona, que a diferencia de otras zonas del mundo (Granström, 1993; Kasischke *et al.*, 2002; Larjavaara *et al.*, 2005; Wierzchowski *et al.*, 2002), en la región mediterránea pocos incendios se deban a factores naturales. En el caso de la Península Ibérica sólo el 4% de los incendios son causados por rayos (Nieto *et al.*, 2006). La mayoría de los incendios están asociados con la actividad humana, ya sea directamente, a través de actividades agrícolas, o de manera accidental (Vélez, 2000).

La prevención, en forma de supresión en muchos países, ha limitado el tamaño de las áreas quemadas en general, sin embargo esos bosques protegidos tienden a aumentar la carga de combustible y la abundancia de árboles muertos, que eventualmente los hacen más susceptibles a los incendios (Sampson y Decoster, 2000). Por otra parte, varios autores sugieren que el cambio climático probablemente incrementará el número de días con condiciones severas de incendios, alargando la temporada de incendios, y una mayor producción de rayos, todo lo cual conllevará a un aumento en la frecuencia de incendios y en el total del área quemada (Goldammer y Price, 1998; Price y Rind, 1994; Stocks *et al.*, 1998).

En este contexto, conocer las características espaciales de los incendios forestales es fundamental para el estudio de sus efectos en el medio natural, así como para comprender mejor su comportamiento. Mediante el análisis espacial de la ocurrencia de los incendios forestales se pueden determinar los daños provocados por el fuego en la vegetación y el paisaje, así como la relación de los incendios forestales con la topografía, los parámetros

climáticos, la actividad humana o cualquier otra variable involucrada en su ocurrencia (Díaz-Delgado *et al.*, 2004), determinando así el patrón espacial de este fenómeno, que facilitará la actuación frente a los incendios forestales y mejorará las medidas de restauración.

La incidencia de los incendios forestales está condicionada por diversas variables del medio físico y humano, asociadas a la probabilidad de inicio y/o propagación del fuego. Estas variables pueden englobarse en cuatro grandes categorías: meteorología, tipo y estado de la vegetación, topografía del terreno y actividades humanas (Salas y Chuvieco, 1994). Estas variables determinan el tamaño y forma de los incendios, así como la recurrencia y la evolución post-incendio.

En general, la meteorología determina la incidencia y la severidad de los incendios (Aguado y Rodríguez Y Silva, 2004). Diversos autores han utilizado la temperatura, precipitación y velocidad del viento para explicar la ocurrencia de incendios (Flannigan *et al.*, 2005). La generación y acumulación de biomasa dependen de la temperatura y la precipitación, que también determinan la humedad de los combustibles. Además, el viento puede magnificar el frente de avance de los incendios, formar barreras naturales y, de forma indirecta, determina la distribución de comunidades de plantas con diferentes grados de inflamabilidad.

Los factores topográficos explican la variación en el clima local, proporcionan cortafuegos naturales e, indirectamente, influyen en factores tales como la humedad del combustible, la distribución de la vegetación y la humedad relativa (Whelan, 1995). En líneas generales, la pendiente afecta tanto a la velocidad como a la dirección de propagación del incendio y la orientación condiciona el estado del combustible.

En el caso de la vegetación, la carga de combustible va a determinar el máximo de energía disponible en un incendio, la estructura de los combustibles facilitará la propagación espacial o vertical del fuego, la distribución por tamaños del combustible afectará a la probabilidad de ignición, las características propias del combustible aumentarán o no la mayor inflamabilidad del mismo, y la inflamabilidad del combustible adyacente determinará hasta cierto punto la probabilidad de que una zona particular se queme (Brown, 1985; Turner y Romme, 1994; Vélez, 2000). En general, los incendios forestales interaccionan con la

estructura y edad de las formaciones vegetales, así como con la composición de especies (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 2006; Turner y Romme, 1994).

Junto al medio físico, hay una serie de factores humanos relacionados con el inicio y/o propagación del incendio, especialmente en el ámbito mediterráneo, donde el hombre es el principal causante de los incendios forestales. El desarrollo social y económico experimentado en las últimas décadas ha modificado, de forma importante, las características de las zonas rurales, dibujando un panorama que se caracteriza por una despoblación creciente de estas áreas y un abandono de los usos tradicionales (Moreno *et al.*, 1998; Pausas y Vallejo, 1999). El monte ha dejado de ser productor de materias primas, lo que repercute en la actitud de la población local, que ya no ve en el monte una fuente de ingresos o de materias primas, modificando su comportamiento frente al fenómeno de los incendios (Vélez, 1981). Por otra parte, se modifica el uso de estos espacios hacia actividades que conllevan mayor riesgo de incendio forestal (segunda residencia, uso recreativo...). Martínez (2004) ofrece un estudio detallado de la causalidad de origen humano en la Península Ibérica, resaltando la dificultad intrínseca para valorar, modelizar y representar espacialmente la influencia humana en el inicio y propagación del fuego.

Las diversas interacciones entre todos estos factores determinan diferentes regímenes de incendios forestales. El mejor conocimiento de estos regímenes es fundamental para llevar a cabo una adecuada gestión de incendios, que permita obtener el máximo rendimiento de los recursos disponibles para su combate y extinción, así como una más eficiente programación y orientación de las actividades encaminadas a su prevención en el tiempo y en el espacio, contribuyendo a reducir costes, daños y pérdidas, y que mejore las medidas de restauración (Martínez, 2004).

El análisis de estos patrones requiere de las estadísticas de incendios forestales, tales como puntos de ignición o perímetros de las áreas quemadas (Lee *et al.*, 2006). A partir de estas bases de datos se puede analizar la relación del área quemada con los factores determinantes del régimen de fuegos en una región determinada, considerando las variables afectadas, las dimensiones y forma de los incendios y la evolución de la ocupación del suelo tras el incendio. Estas líneas son las recogidas en la presente tesis doctoral: generación de la cartografía de la superficie quemada en la España peninsular en el período 1991-2005,

análisis de las características biofísicas y antropogénicas de la superficie quemada, estudio del tamaño y la geometría de los incendios forestales, y dinámica de la ocupación del suelo de la superficie quemada. Estas líneas quedan recogidas en los cinco artículos que conforman esta tesis.

Objetivos y estructura de la tesis

El objetivo principal de esta tesis doctoral es estudiar el papel del fuego en los procesos espaciales del paisaje en España. Para ello, la tesis incluye cinco capítulos básicos, con formato de artículo, precedidos por este capítulo introductorio, y seguidos por el capítulo final de conclusiones y líneas futuras de investigación. Aunque siga el formato de artículos, la tesis tiene un desarrollo temporal continuo desde el primer al último capítulo, suponiendo cada uno de ellos un paso más avanzado en el análisis espacial de este fenómeno. Todos ellos comparten la misma zona de estudio, la España peninsular.

Tabla 1. Síntesis del contenido de la tesis y las publicaciones derivadas.

Capítulo	Artículo
I	Verdú, F., y Salas, J. (2010). Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005. <i>Geofocus</i> , 10, 54-81.
II	Verdú, F., y Salas, J. (2011). Caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular (1991-2005). <i>Boletín de la AGE</i> , 3.
III	Verdú, F., and Salas, J. (2010, en revisión). Relationships between biophysical and anthropogenic factors and forest fires in Spain by multivariate analysis, 1991-2005. <i>International Journal of Wildland Fire</i> .
IV	Verdú, F., and Salas, J. (2010, en revision). Geometric characterization of forest fires in peninsular Spain from 1991-2005. <i>Canadian Journal of Forest Research</i> .
V	Verdú, F., and Salas, J. (2010, enviado). Systematic processes and intensity of change of land cover in forest burned area in Spain (1991 - 2005). <i>Landscape and Urban Planning</i> .

Los cinco capítulos básicos presentan la estructura de artículo científico: resumen, introducción, material y métodos, resultados, discusión y conclusiones. Uno de ellos ya ha sido publicado, otro ha sido aceptado, dos se encuentran en proceso de revisión y el último ha sido enviado recientemente para su evaluación. Las publicaciones derivadas de esta tesis doctoral se han sintetizado en la tabla 1. El doctorando es el autor principal de todas las

publicaciones presentadas en esta tesis, de forma conjunta y bajo la supervisión del director de la misma, Dr. F. Javier Salas Rey.

Los capítulos principales de la tesis son:

Capítulo I. Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005.

La disponibilidad de una cartografía de incendios forestales a nivel nacional posibilita, entre otros, el análisis de la incidencia espacial de los factores que determinan este fenómeno. El objetivo principal de este capítulo es la obtención de la cartografía de área quemada de la España peninsular para el período 1991-2005 mediante análisis visual de mosaicos de imágenes de satélite Landsat y SPOT (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005). La eficacia de este producto se contrasta con los datos de la Base de Datos de Incendios Forestales (BDIF) de la Dirección General para la Biodiversidad, que se registra en cuadrículas de 10x10 km. La información generada en este capítulo constituye la cartografía base para los análisis realizados en los cuatro capítulos siguientes.

Capítulo II. Caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular (1991-2005).

Estudios previos señalan diversas variables del medio físico y humano, que condicionan el inicio y/o propagación del fuego, claves para explicar la incidencia histórica de los incendios forestales. El objetivo de este capítulo es analizar la distribución de estas variables en la superficie quemada. Aunque la causalidad de los incendios forestales en España está principalmente asociada al componente humano, este trabajo se centra exclusivamente en el análisis de las variables de carácter físico. Atendiendo al medio físico, la extensión de la superficie quemada se ve favorecida por las condiciones de diversos factores naturales, tales como la disponibilidad de combustible, la temperatura, la precipitación, el viento y la pendiente del terreno. En este trabajo se quiere describir la superficie quemada en relación a algunas de esas variables biofísicas, siendo el objetivo principal del mismo el análisis de la distribución de algunas de estas variables en la superficie quemada en la España peninsular durante el período 1991-2005, que facilite el establecimiento de los patrones espaciales de este fenómeno. Para la posible regionalización de los incendios forestales se ha utilizado,

tanto en éste como en los capítulos siguientes, la división en pisos bioclimáticos definida por Rivas-Martínez (1987).

Capítulo III. Relaciones entre los factores biofísicos y antropogénicos y los incendios forestales en España mediante el análisis multivariable, 1991-2005.

En el capítulo anterior se analizaba la importancia de diversas variables biofísicas en la incidencia de los incendios forestales mediante técnicas de análisis espacial sencillas. En este capítulo se utilizan técnicas multivariable y se incluyen variables de carácter antropogénico. El objetivo principal de este capítulo es el análisis de las características de los incendios forestales en la España peninsular para el período 1991-2005. Para ello, se marcan los siguientes objetivos específicos: a) analizar la relación entre las variables asociadas al inicio y/o propagación del fuego (climáticas, topográficas, cobertura de suelo y factores antropogénicos) con la superficie quemada durante este período, b) caracterizar el área quemada y las clases de tamaño en la España Peninsular, y c) crear un modelo explicativo de los incendios forestales. Frente al capítulo anterior, en este se analizan las interrelaciones entre las diversas variables implicadas en la ocurrencia de los incendios a partir de diversas técnicas de análisis espacial (regresión logística, análisis discriminante y árbol de regresión). Estos análisis se realizan a dos niveles, para el total de la superficie quemada y para diversas categorías en función del tamaño de los incendios.

Capítulo IV. Caracterización geométrica de los incendios forestales ocurridos en la España peninsular entre 1991-2005.

Las características geométricas de los perímetros de las áreas quemadas son importantes a la hora de determinar los patrones espaciales de los incendios forestales (Haydon *et al.*, 2000). La literatura consultada muestra diferencias espaciales significativas en los valores de las unidades métricas de paisaje aplicadas a los incendios forestales. Estas diferencias aparecen relacionadas con las características fisiográficas, biológicas y antropogénicas del territorio. En el caso de la Península Ibérica, existen contrastes geográficos importantes entre sus diversas regiones bioclimáticas, por lo que cabe esperar patrones de caracterización geométrica de los incendios forestales muy diversos. La división en regiones bioclimáticas de España más aceptada es la propuesta por Rivas-Martínez (1987), que divide el territorio en una serie de pisos bioclimáticos. Esta zonificación espacial, basada en las

características del medio (topografía, clima, y vegetación), está muy relacionada con la ocurrencia de incendios, lo que puede determinar diferencias marcadas en las características geométricas de los incendios en función de los pisos bioclimáticos. Por otro lado, diversos estudios han señalado la importancia del tamaño de los incendios forestales en la forma final de los mismos. En base a estas premisas, el objetivo principal de este estudio es analizar las características geométricas de los incendios forestales sucedidos en la España peninsular en el periodo 1991-2005, considerando el tamaño de los incendios y su distribución espacial en los pisos bioclimáticos. La fragmentación de superficies forestales debido a los incendios puede llegar a tener un efecto negativo en la ocurrencia de este fenómeno, causando cambios estructurales de la composición de los bosques, acumulando grandes cantidades de combustibles y aumentando la susceptibilidad a quemarse (Cochrane *et al.*, 1999).

Capítulo V. Procesos sistemáticos e intensidad del cambio en la ocupación del suelo de la superficie forestal quemada en España (1991 - 2005).

La dinámica de la ocupación del suelo en España durante las últimas décadas ha estado, en muchos casos, relacionada con el abandono de tierras de labor y la reforestación. Los incendios forestales suponen una excepción importante a esta tendencia, jugando un papel importante en la configuración de los paisajes recientes (Moreno, 2007). El objetivo general de este capítulo es analizar los cambios experimentados en las zonas afectadas por incendios forestales de la España Peninsular entre 1991 y 2005, caracterizando las transiciones sistemáticas del paisaje. El período de estudio se dividirá en dos intervalos, 1990-2000 y 2000-2006, en función de la cartografía de ocupación del suelo disponible, los mapas Corine Land Cover de los años 1990, 2000 y 2006. Para la obtención de este objetivo general, se han planteado los siguientes objetivos específicos: a) determinar los procesos de transformación del paisaje de las cubiertas forestales afectadas por los incendios forestales en los diversos intervalos de tiempo mediante matrices de transición, b) determinar si los cambios registrados son de carácter sistemático o debidos al azar y c) analizar el tamaño, intensidad y estacionalidad de los cambios para detectar si los patrones de transición del paisaje cambian con el tiempo.

Conclusiones y líneas futuras de investigación. Tras los diversos análisis espaciales realizados sobre la superficie quemada en España en el período 1991-2005, el último

capítulo extrae las principales conclusiones obtenidas a lo largo de todo el trabajo y presenta posibles futuras líneas de investigación.

Referencias

- Aguado, I. y Rodríguez y Silva, F. (2004): "El factor meteorológico en los incendios forestales". En Chuvieco, E., y Martín, P. (Ed.): *Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. Madrid, CSIC. Instituto de Economía y Geografía, pp. 190.
- Badía-Perpinyà, A. y Pallares-Barbera, M. (2006): "Spatial distribution of ignitions in Mediterranean periurban and rural areas: the case of Catalonia". *International Journal of Wildland Fire*, 15, pp. 187-196.
- Brown, J. K. (1985): "The unnatural fuel buildup issue". In *Proceedings - Symposium and workshop on Wilderness fire*, USDA Forest Service General Technical Report INT-182, pp. p.127-128.
- Cochrane, M. A., Souza, C. M., Alencar, A., Nepstad, D. C., Davidson, E. A., Schulze, M. D. y Lefebvre, P. (1999): "Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests". *Science*, 284, pp. 1832-1835.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F. y Pons, X. (2004): "Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain". *Landscape Ecology*, 19, pp. 731-745.
- Doerr, S. y Cerdà, A. (2005): "Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges ". *International Journal of Wildland Fire*, 14, 4, pp. 339-342.
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R. y Stocks, B. J. (2005): "Future Area Burned in Canada". *Climatic Change*, 72, 1, pp. 1-16.
- Goldammer, J. G. (2001): Global forest fire assessment 1990-2000. Forest Resources Assessment Working Paper - 055. FAO, Rome.
- Goldammer, J. G. y Price, C. (1998): "Potential impacts of climate change on fire regimes in the tropics based on MAGICC and a GISS GCM-derived lightning model". *Climatic Change*, 39, pp. 273-296.
- Granström, A. (1993): "Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden". *Journal of Vegetation Science*, 4, pp. 737-744, pp.
- Haydon, D. T., Friar, J. K. y Pianka, D. R. (2000): "Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia. I. Fire geometry. " *Landscape Ecology*, 15, pp. pp. 373-381.

- Kasischke, E. S., Bergen, K., Fennimore, R., Sotelo, F., Stephens, G., Janetos, A. y Shugart, H. (1999): " Satellite imagery gives clear picture of Russian's boreal forest fires". *Transactions of the American Geophysical Union*, 80, pp. 141-147.
- Kasischke, E. S., Williams, D. y Barry, D. (2002): Analysis of the patterns of large fires in the boreal forest region of Alaska. pp. 131-144.
- Larjavaara, M., Kuuluvainen, T. y Rita, H. (2005): "Spatial distribution of lightning-ignited forest fires in Finland". *Forest Ecology and Management*, 208, pp. 177-188.
- Le Houerou, H. N. (1973): "Fire and vegetation in the Mediterranean basin". *Tall Timber Fire Ecology Conference*. Tallahassee, Florida (USA), pp. 237-255.
- Lee, B., Park, P. S. y Chung, J. (2006): "Temporal and spatial characteristics of forest fires in South Korea between 1970 and 2003". *International Journal of Wildland Fire*, 15, 3, pp. 389-396.
- Martínez, J. (2004): "Análisis, estimación y cartografía del riesgo humano de incendios forestales". *Departamento de Geografía - Universidad de Alcalá*, PhD, pp. 350.
- Moreno, J. M. (2007): "Cambio global e incendios forestales: Una visión desde España". *4ª Conferencia internacional sobre Incendios Forestales*. Sevilla, España, pp.
- Moreno, J. M., Vázquez, A. y Vélez, R. (1998): "Recent History of Forest Fires in Spain". En Moreno, J. M. (Ed.): *Large Fires*. Leiden, The Netherlands, Backhuys Publishers, pp. 159-185.
- Moritz, M. (2003): "Spatiotemporal analysis of controls on shrublands fire regimes: age dependency and fire hazard". *Ecology*, 84, 2, pp. 351-361.
- Neary, D. G., Overby, S. T., Gottfried, G. J. y Perry, H. M. (1996): Nutrients in fire dominated ecosystems. pp. 107–117. General Technical Report RM-289. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins (CO).
- Nieto, H., Aguado, I. y Chuvieco, E. (2006): "Estimation of lightning-caused fires occurrence probability in Central Spain". *Forest Ecology and Management*, 234, Supplement 1, pp. S67-S67.
- Pausas, J. y Vallejo, V. (1999): "The role of fire in European Mediterranean ecosystems". En Chuvieco, E. (Ed.): *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin*, Springer-Verlag, pp. 3-16.

- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2008): "Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review". *International Journal of Wildland Fire*, 17, 6, pp. 713-723.
- Price, C. y Rind, D. (1994): "Modeling global lightning distributions in a general circulation model". *M. Weather Rev*, 122, pp. 1930-1939.
- Puigdefábregas, J. y Mendizábal, T. (1998): "Perspectives on desertification: western Mediterranean". *Journal of Arid Environment*, 39, pp. 209-224.
- Rivas-Martínez, S. (1987): *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (España).
- Salas, J. y Chuvieco, E. (1994): "GIS applications for forest fire risk mapping". *Wildfire*, 3, pp. 7-13.
- Sampson, N. y DeCoster, L. (2000): "Forest Fragmentation: Implications for Sustainable Private Forests." *Journal of Forestry*, 98, 3, pp. 4-8.
- Shvidenko, A. y Nilsson, S. (1994): "What do we really know about the Siberian forests?" *Ambio*, 23, 7, pp. 396-404.
- Shvidenko, A. y Nilsson, S. (1997): "Are the Russian forests disappearing?" *Unasylva*, 48, pp. 57-64.
- Stocks, B. J., Fosberg, M. A., Lynham, T. J., Mearns, L., Wotton, B. M., Yang, Q., Jin, J.-z., Lawrence, K., Hartley, G. R., Mason, J. A. y McKenney, D. W. (1998): "Climate change and forest fire potential in Russian and Canadian boreal forests". *Climate Change*, 38, pp. 1-13.
- Turner, M. G. y Romme, W. H. (1994): "Landscape dynamics in crown fire ecosystems". *Landscape Ecology*, 9, 1, pp. 59-77.
- van der Werf, G. R., Randerson, J., Collatz, G. J., Giglio, L., Kasibhatla, P. S., Arellano, A. F., Olsen, S. C. y Kasischke, E. S. (2004): "Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Nino/La Nina period". *Science*, 303, 5654, pp. 73-76.
- van der Werf, G. R., Randerson, J., Collatz, G. J., Giglio, L., Kasibhatla, P. S., Arellano, A. F., Olsen, S. C. y Kasischke, E. S. (2006): "Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004". *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, pp. 3423-3441.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. (2006): "Recent fire regime in peninsular Spain in relation to forest potential productivity and population density". *International Journal of Wildland fire*, 15, pp. 397-405.

- Vélez, R. (1981): Opinión pública y propaganda contra incendios forestales. pp. 61-64 En ICONA, editor. Técnicas para defensa contra incendios forestales, Madrid.
- Vélez, R. (2000): *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Madrid, McGraw-Hill.
- Verdú, F. (2007): "Análisis espacial de área quemada: patrón y variación de los incendios forestales en España, 1991-2005". *Tesina*, Departamento de Geografía - Universidad de Alcalá, pp. 40.
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R. y Swetnam, T. W. (2006): "Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity". *Science*, 313, 5789, pp. 940-943.
- Whelan, R. J. (1995): *The ecology of fire*, Cambridge University Press.
- Wierzchowski, J., Heathcott, M. y Flannigan, M. D. (2002): "Lightning and lightning fire, central cordillera, Canada". *International Journal of Wildland Fire*, 11, 1, pp. 41-51.

Capítulo I. Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005

Publicación derivada:

Verdú, F., y Salas, J. (2010). Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005. *Geofocus*, 10, 54-81.

Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005

Resumen

El presente trabajo tiene como objetivo fundamental la obtención de la cartografía de área quemada (BDAQ) de la España peninsular para el período 1991-2005 mediante análisis visual de mosaicos de imágenes de satélite Landsat y SPOT (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005). La eficacia de este producto se contrastó con los datos de la Base de Datos de Incendios Forestales (BDIF) de la Dirección General para la Biodiversidad, que se registran en cuadrículas de 10x10 km. Para la validación sólo se utilizaron los incendios mayores de 100 ha.

Durante el período de estudio se cartografiaron 4286 incendios, con una superficie total quemada de 1.020.207 ha. En la distribución espacial del área quemada por comunidades autónomas, Valencia presenta el mayor porcentaje de área quemada (23%), seguida de Andalucía y Castilla-León, donde la superficie quemada supone un 14%, y Galicia, con una superficie quemada cercana al 9%.

La ocupación del suelo más frecuente en la ocurrencia de incendios forestales fueron los matorrales y las coníferas (76,3% del total de la superficie quemada), seguidos de los pastizales y las frondosas (13%).

La superficie de los incendios cartografiados ofreció una correlación con respecto a los datos de la BDIF cercana al 73% de acierto, obteniéndose los mejores resultados en el período 1999-2000, con errores de comisión del 20,2% y de omisión del 28%. La cobertura correspondiente al periodo 1995-1999 presentaba la correlación más baja, alrededor del 25%, con errores de comisión y omisión de 18,4% y 68,6%, respectivamente.

Palabras clave: Incendios forestales, análisis visual, Landsat-TM y ETM+, SPOT-HRVIR.

Abstract

This paper aims at obtaining mapping burned area (BDAQ) in the Peninsular Spain for the period 1991-2005 by visual analysis of Landsat and SPOT mosaics (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 and 2000-2005). The effectiveness of this product was tested with data from the National Database of Forest Fires (BDIF) of the Directorate General of Biodiversity, which are offered at 10x10 km grid. For the purpose of the validation only fires over 100 ha were used.

The burned area database generated mapped 4286 fires with a total burned area of 1.020.207 ha. The spatial distribution of the area burned by regions showed that Valencia has the highest percentage of area burned (23%), followed by Andalucía and Castilla-León where the area burned was 14%. Galicia had an area burned close to 9%.

The more frequent land cover where fire occurrence had taken place were the shrublands and woodland composed by conifers (76.3% of the total area burned) followed by grasslands and deciduous forest (13%).

Coverage of forest fires perimeters obtained gave a moderate high correlation respect to data from the BDIF above 73%, with the best coverage for the period 1999-2000, with an overall accuracy of 72% with errors of commission 20.2% and 28% of omission. Coverage for the period 1995-1999 had the lowest overall accuracy close to 25%, with errors of commission and omission of 18.4% and 68.6% respectively.

Keywords: forest fires, visual analysis, Landsat-TM and ETM+, SPOT-HRVIR.

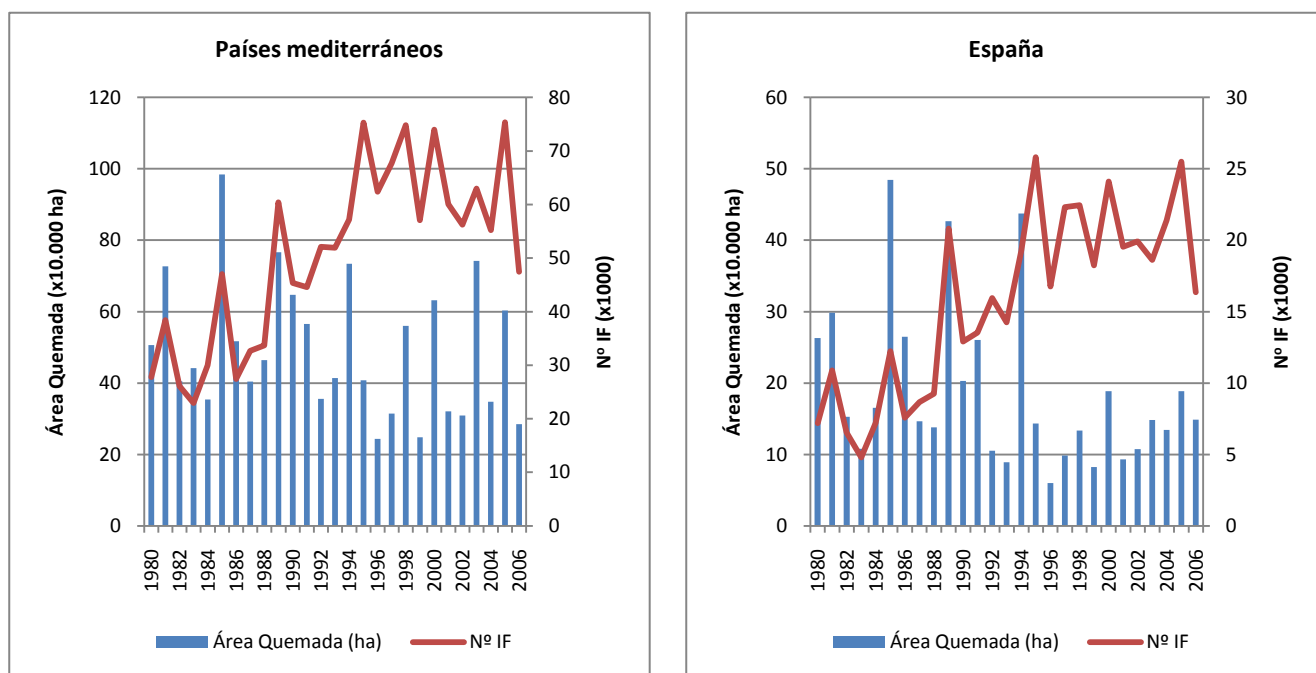
1. Introducción

Los incendios forestales tienen un papel determinante en la dinámica de los ecosistemas en distintos biomas del Mundo (Whelan, 1995). Junto a su desarrollo natural, el fuego se ha utilizado como herramienta para convertir sectores forestales en agrícolas o superficies de pastos (Vélez, 2000). Los incendios forestales son una gran amenaza por la pérdida de biodiversidad (Neary *et al.*, 1996), alteración de la composición de especies y distribución de las clases de edad según la intensidad del fuego (Turner y Romme, 1994). Además, tienen una implicación muy destacada en la contribución de las emisiones de gases de efecto invernadero, así como el efecto sumidero del carbón acumulado en los bosques y su posible

emisión en caso de ocurrir la combustión de los mismos (Van Der Werf *et al.*, 2004, 2006). La recurrencia de los incendios forestales provoca la pérdida de suelo y favorece la erosión y los procesos de escorrentía (Doerr y Cerdà, 2005; Pausas y Vallejo, 1999).

En los países mediterráneos de la Unión Europea que más se han visto afectados por los incendios, el área afectada por los incendios forestales ha variado entre las 200.000 y 1.000.000 hectáreas anuales durante los últimos 25 años (véase figura 1). Aunque con grandes diferencias entre años contiguos, la serie temporal muestra un ligero descenso en la superficie quemada, más marcado a partir de la década de los 90. Destacan por su dimensión los años 1985 (alrededor de 984.000 ha), 1989 y 2003 (con más de 700.000 ha). En ese mismo periodo, el número de incendios forestales ha aumentado de forma considerable, pasando de 20.000 a 60.000 anuales, aunque en parte esta cifra se deba a la mejor precisión en la recopilación de los datos (<http://www.eea.europa.eu>, última visita 9 diciembre 2008). En este caso, los datos muestran una tendencia creciente en el número de incendios entre 1980 y 1995, momento a partir del cual se produce un estancamiento o reducción del mismo.

Figura I. 1. Número de incendios y área quemada para los países euromediterráneos y España entre 1980 y 2006 (fuente: <http://www.eea.europa.eu>)



En el caso de España se observa una tendencia similar a la del resto de países mediterráneos de la UE, con una disminución generalizada del área quemada y un incremento del número de incendios, que han pasado de 7.000 a 18.000 anuales (figura 1). Destacan por su severidad los años 1985 (484.476 ha), 1989 (426.693 ha) y 1994 (437.635 ha), coincidentes con las estadísticas globales de la UE.

En otros ecosistemas mediterráneos del Mundo también se ha observado un incremento de la ocurrencia del fuego a lo largo de las últimas décadas, como los correspondientes al chaparral californiano (Moritz, 2003) y a los países mediterráneos no europeos (Le Houerou, 1973).

El reciente aumento de los incendios forestales y la atención de los medios de comunicación han estimulado una demanda de la información más actualizada en la localización y desarrollo de los grandes incendios. Como respuesta, distintos organismos han generado diversos tipos de información, tales como mapas, informes y otros tipos de imágenes disponibles en Internet (Rosen y Roberts, 2000).

En muchos países no se dispone aún de cartografía alguna de áreas quemadas. Dicha escasez dificulta la toma de decisiones a la hora de identificar e inventariar los daños causados por los incendios (García y Chuvieco, 2004). Se requiere disponer de esta información para investigar el impacto que ocasiona el fuego sobre la flora, fauna, ecosistemas, suelos y en los numerosos ciclos terrestres y atmosféricos donde los incendios tienen un papel relevante (Roy *et al.*, 2005b).

Cabe destacar el papel tan relevante que tiene la detección y la cartografía de área quemada, tanto a nivel global como regional o local, para estimar las emisiones debidas a los incendios, así como los intervalos de retorno de los incendios, los cuales son parámetros muy importantes para evaluar los impactos del fuego en la atmósfera y en los ecosistemas terrestres, respectivamente (Pereira, 2003; Wulder y Franklin, 2006).

Los productos globales de área quemada están siendo cada vez más solicitados debido al enorme interés que estos presentan para su estudio en relación al modelado del ciclo del carbono, así como las emisiones generadas y contaminación de la atmósfera debido a los

incendios forestales (Sukhinin *et al.*, 2004) y para comprender las relaciones entre el régimen de incendios y el clima a nivel global (Westerling *et al.*, 2006).

La primera iniciativa en Europa fue la propuesta por la ESA (*European Space Agency*) con un producto global de área quemada que se limitó al año 2000 y que se denominó GBA2000 (Tansey *et al.*, 2004). De forma paralela, está la iniciativa americana con el producto global de área quemada de MODIS (Justice *et al.*, 2002; Roy *et al.*, 2005b; Roy *et al.*, 2002). Para corroborar que el fenómeno de los incendios forestales afecta de forma global y llevar a cabo un seguimiento profundo de los mismos, se requiere de este tipo de productos de manera periódica, para fortalecer las relaciones existentes entre incendios, clima y vegetación. Así surge el producto L3JRC, que es una serie temporal de datos de área quemada, obtenidos mediante la utilización de algoritmos de detección, para clasificar las áreas quemadas a partir de imágenes SPOT VGT S1 (Tansey *et al.*, 2007; Tansey *et al.*, 2008).

Existen números estudios que han utilizado imágenes AVHRR para la cartografía de área quemada a escala global (Riaño *et al.*, 2007), nacional (Pu *et al.*, 2007) o regional (French *et al.*, 1995), en distintos biomas del Mundo. Aunque en menor número, también destaca el uso de imágenes SPOT-Vegetation (Fraser y Li, 2002). En los últimos años, ha cobrado gran importancia el uso de imágenes MODIS (Chuvieco *et al.*, 2008; Miettinen *et al.*, 2007). La resolución temporal de estos sensores es clave para mejorar las aplicaciones operativas en la gestión de los incendios forestales. En este contexto, las imágenes de satélite permiten realizar una evaluación del área quemada poco tiempo después de que se produzca el incendio (Martín *et al.*, 2007).

A nivel regional se han utilizado, principalmente, imágenes Landsat para cartografiar el área quemada, desde diferentes perspectivas y en áreas muy diversas. Uno de los primeros trabajos de la cartografía de incendios forestales mediante imágenes Landsat tuvo lugar en California (Minnich, 1983), en el que se realizó la cartografía para el periodo 1972-1980. En España cabe señalar la cartografía de áreas quemadas con imágenes Landsat MSS y TM para Cataluña para el periodo 1975-1995 (Díaz-Delgado y Pons, 2001). En este contexto, el uso de estas imágenes para llevar a cabo esta cartografía se extiende por todo el mundo, en el caso de Australia es de gran interés la cartografía de los incendios de la sabana mediante imágenes Landsat TM (Bowman *et al.*, 2003; Yue *et al.*, 2001).

2. Objetivos

Este trabajo se inscribe en un convenio entre la Dirección General para la Biodiversidad (DGB) y el Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá. El objetivo principal es generar la Base de Datos cartográficos de Área Quemada (BDAQ) para la España peninsular en el período 1991-2005 mediante el análisis visual de 4 mosaicos de imágenes de satélite Landsat y SPOT. La validación de los resultados de la BDAQ se realizó mediante la comparación de los resultados con respecto a los datos de la Base de Datos de Incendios Forestales (BDIF) suministrados por la DGB.

3. Metodología

3.1. Análisis visual: cartografía de área quemada

Los incendios forestales producen una serie de alteraciones en la vegetación y en el suelo que modifican los patrones de reflectividad y, por tanto, pueden ser detectados mediante el análisis de imágenes de satélite (Wulder y Franklin, 2006).

En el dominio visible, inmediatamente después del incendio la reflectividad de una zona quemada decrece por la fuerte absorción de las cenizas. En zonas donde la vegetación ha sido afectada severamente y el predominio de carbón y cenizas es significativo, la reflectividad disminuye considerablemente, dando lugar a confusiones con áreas de baja reflectividad, como las sombras, cuerpos de agua, humedales y bosques densos de coníferas. Estas similitudes reducen la posibilidad de usar el rango del visible para discriminar superficies quemadas (Pereira *et al.*, 1999). No obstante, a medida que desaparece la ceniza se incrementa la reflectividad como consecuencia del aumento en la proporción de suelo descubierto y una pequeña absorción de clorofila en ese rango frente a una mayor absorción de la vegetación no quemada (Fraser *et al.*, 2000).

El infrarrojo cercano es la región del espectro donde la señal de las áreas recientemente quemadas es más evidente, especialmente cuando la cantidad de combustible quemado es alta y la combustión ha producido gran cantidad de carbón depositado sobre el suelo, ocasionando, de esta manera, una drástica disminución de la reflectividad, llegando a caer más del 50%. No obstante, el infrarrojo se recupera rápidamente después de un incendio

debido a la rápida regeneración de las herbáceas y otras formaciones vegetales adaptadas al medio (White *et al.*, 1996).

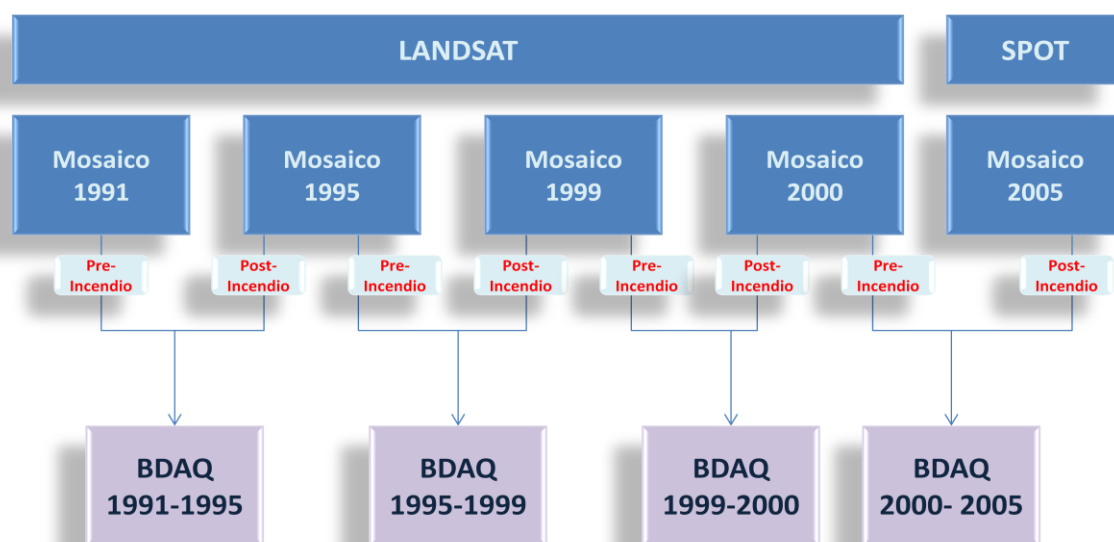
Los cambios en la respuesta espectral provocados por las áreas quemadas en el infrarrojo medio de onda corta (SWIR) son muy similares a los cambios espectrales en el rango del visible, aunque el incremento de la reflectividad es mayor que en éste. En un primer momento decrece debido a la fuerte absorción provocada por las cenizas y el carbón. Una vez pasado el incendio, al iniciarse la regeneración y tras las lluvias, el SWIR aumenta debido a la pérdida de humedad en los tejidos de las plantas (Chuvieco y Congalton, 1988). En esos momentos, la reflectividad de las superficies quemadas en el SWIR es mayor que la reflectividad de la vegetación sana y el agua y menor que la reflectividad de las superficies no quemadas -suelos descubiertos, afloramientos rocosos o áreas urbanas- (Pereira *et al.*, 1999). Este comportamiento hace posible en algunos casos visualizar el incendio, aun pasado un tiempo prudente, en esta región -2090-2350nm- (Fraser *et al.*, 2000).

En conclusión, el deterioro de la estructura interna de la hoja y la disminución de clorofila y contenido de humedad en la vegetación afectada por un incendio conducen a un aumento de la respuesta espectral en las longitudes de onda del visible e infrarrojo medio (SWIR) y una pérdida en el infrarrojo cercano (White *et al.*, 1996), que hacen posible la detección de los incendios forestales mediante el análisis de imágenes de satélite (Wulder y Franklin, 2006).

Para delimitar los perímetros de las superficies quemadas en la Península Ibérica se contaba con cuatro mosaicos de imágenes **Landsat-TM y ETM+** (1991, 1995, 1999 y 2000) y un mosaico de SPOT-HRVIR (2005). Todos ellos fueron proporcionados por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (www.marm.es, última visita 9 diciembre 2008), excepto el del año 2000, que procede del Joint Research Centre de la UE (<http://image2000.jrc.ec.europa.eu>, última visita 9 diciembre 2008). Es importante subrayar que las imágenes Landsat de 1999 son de muy baja calidad radiométrica, además de presentar algunas zonas cubiertas de nubes. No obstante, se decidió utilizar este mosaico para analizar las posibles mejoras que pudieran conllevar utilizar una mayor frecuencia temporal.

Considerando las características de las imágenes utilizadas (diferencias radiométricas entre los diversos mosaicos y diferencias temporales entre las imágenes que los componen), la extensión de la zona de estudio y la bibliografía científica al respecto, el método elegido para la detección de las áreas quemadas se basó en el análisis visual multitemporal, comparando imágenes de dos fechas consecutivas (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Krummel *et al.*, 1987; Minnich y Chou, 1997). Es decir, se cartografiaron sobre el mosaico de 1995, teniendo como mosaico de referencia el de 1991, los incendios que tuvieron lugar tras la fecha en que se adquirió la escena del mosaico de 1991 hasta la fecha en que se adquirió la escena de 1995. Lo mismo se hizo para los años 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005 (figura 2).

Figura I. 2. Esquema del análisis multitemporal.



Considerando las características espectrales de la vegetación quemada, anteriormente comentadas, para la cartografía de área quemada mediante imágenes Landsat-TM y ETM+ (véase tabla 1), se utilizó la composición de color 7, 4 y 1 (Key y Benson, 1999), que corresponden al SWIR2, el infrarrojo cercano y la región azul del visible (RGB), respectivamente. En el caso del mosaico obtenido a partir de imágenes SPOT (2005) se ha utilizado la composición 4, 3 y 1, correspondiente a las bandas SWIR1, infrarrojo cercano y verde (RGB).

Tabla I. 1. Características espaciales y espectrales de las imágenes utilizadas en el estudio.

Rango espectral (nm)	Bandas de Landsat TM-ETM+: Tamaño de píxel (m)	Bandas de SPOT HRVIR: tamaño de píxel (m)
450-515 (azul)	B1:30	
525-605 (verde)	B2:30	B1:10
630-690 (rojo)	B3:30	B2:10
750-900 (IRC)	B4:30	B3:10
1550-1750 (SWIR 1)	B5:30	B4:20
2090-2350 (SWIR 2)	B7:30	

3.2. Ocupación del suelo de las áreas quemadas

Para estimar la ocupación del suelo de las áreas quemadas se empleó la cartografía CORINE-Land Cover (CLC) escala 1:100.000, de los años 1990 (*CLC90*) y 2000 (*CLC2000*), reclasificados a 11 clases temáticas sintetizadas en la tabla 2 (Natlan, 2000, 2005). EL *CLC90* se utilizó para los tres primeros periodos, esto es, 1991-1995, 1995-1999 y 1999-2000, mientras que el *CLC2000* se utilizó para el último periodo, esto es 2000-2005.

Tabla I. 2. Reclasificación de las categorías del CORINE-Land Cover.

Clases	Reclasificación de las categorías del CORINE – Land Cover
1	Superficies artificiales, incluye todas las clases de la categoría 1
2	Cultivos de secano, formado por la clase 2.1.1
3	Otras zonas cultivadas, incluye las clases de la categoría 2, a excepción de 2.1.1 (cultivos de secano) y 2.4.4.1 (pastizales con arbolado adherado)
4	Dehesas, compuesto por la clase 2.4.4.1
5	Frondosas, incluye la clase 3.1.1
6	Coníferas, formado por la clase 3.1.2
7	Bosques mixtos, formado por la clase 3.1.3
8	Matorral, incorpora las clases 3.2.2, 3.2.3 y 3.2.4
9	Pastizales, incluye la clase 3.2.1
10	Espacios de vegetación escasa, formado por la clase 3.3.3
11	Otros usos, incluye los espacios abiertos sin vegetación (clases 3.3.1, 3.3.2, 3.3.4 y 3.3.5), zonas húmedas (categoría 4) y superficies de agua (categoría 5)

Las coberturas de ocupación del suelo se cruzaron espacialmente con los datos de la BDAQ para conocer las categorías más afectadas por el fuego, así como su distribución espacial. Para ello se utilizó la función *tabulate area* en ArcInfo (De Smith *et al.*, 2008). La información obtenida con estos cruces se puso en relación con la superficie total ocupada por las diversas

categorías de ocupación del suelo para determinar la incidencia del área quemada con respecto a la extensión total de cada clase.

3.3. Validación

Para validar los resultados se dispuso de la BDIF suministrada por la DGB, que recoge los incendios forestales ocurridos en España desde 1980 hasta nuestros días, registrados en una malla de celdas UTM de 10x10 km, referida a cada una de las hojas 1:200.000 del Servicio Geográfico del Ejército que cubren España.

La mayor parte de las cuadrículas presentan un tamaño de 100 km², a excepción de las situadas en las intersecciones entre dos hojas, las lindantes con los meridianos que forman los husos y las situadas en las costas (Vázquez, 1996; Vélez, 2000). Se desconoce la ubicación exacta de los incendios dentro de la cuadrícula y la aparición de un incendio en dicha cuadrícula no significa que su extensión esté limitada a la misma. Se registra cada incendio que tiene su origen en una cuadrícula determinada independientemente de su tamaño.

La BDIF es una de las bases de datos más completas a nivel mundial, cuenta con una larga serie temporal y ha experimentado mejoras notables con el transcurso del tiempo (Vélez, 2000). Sin embargo, se ha constatado que presenta errores en el registro espacial de algunos incendios (el incendio es asignado a una cuadrícula que no es la suya), duplicación de incendios (incendios que afectan a varias cuadrículas pueden registrarse como un evento diferente en cada una de ellas) e imprecisión a la hora de cuantificar la superficie afectada (se realiza una aproximación). Además, el tamaño de la rejilla es muy grande, por lo que limita la precisión de la localización. Dado que no se ha cuantificado el grado de fiabilidad de esta base de datos, la verificación sólo puede considerarse en término relativo a la medida del grado de acuerdo entre la cartografía resultante del análisis de las imágenes y la BDIF.

En el proceso de validación sólo se han utilizado los incendios mayores de 100 ha registrados en la BDIF, por considerar ese tamaño como el mínimo que Landsat y SPOT pueden discriminar con fiabilidad, dadas las características de los mosaicos quinquenales. Los incendios de menor dimensión pueden no ser detectados por diversas causas, ya sea por pérdida de señal del incendio o por regeneración de la cubierta afectada que minimiza el área afectada o no posibilita la detección. Si bien es cierto que estos inconvenientes también

afectan a algunos incendios de gran tamaño, su influencia en los pequeños es mucho más acentuada.

Dado que las fechas de las imágenes de satélite difieren dentro de un mismo mosaico, es muy importante seleccionar para cada cuadrícula de la BDIF sólo los incendios que se han producido en el intervalo temporal que marcan las fechas de adquisición de las imágenes de satélite donde se ubica la cuadrícula, de manera que se compare la misma información para las dos fuentes.

El análisis de validación se ha efectuado sobre la superficie quemada cartografiada y no en la ocurrencia (el número de incendios). Este análisis se ha dividido en cuatro partes.

En primer lugar, la estimación del acuerdo global de los resultados obtenidos mediante el análisis de regresión lineal entre el área total quemada obtenida en la cartografía final de BDAQ y los datos de la BDIF en las cuadrículas de 10x10 km. La principal ventaja de este método es que se puede cuantificar el sesgo en la cartografía de área quemada con respecto a los datos de la BDIF, así como la estimación por exceso o por defecto presente (Roy *et al.*, 2005a).

Para llevar a cabo esta estimación se calcula el área quemada detectada en la BDAQ para cada una de las cuadrículas de 10x10 km definidas por la BDIF y se compara con los datos ofrecidos por ésta mediante el coeficiente de determinación (R^2) entre las dos fuentes de datos. Este método de validación reduce el efecto generado por la diferencia de la escala de trabajo y posibles problemas de corrección geométrica de las imágenes (Opazo, 2008).

En segundo lugar, el análisis de los errores mediante el acuerdo de lo que detecta la BDAQ con respecto a la BDIF. El proceso para la obtención de los errores de omisión, comisión y acuerdo global parte de la información de las cuadrículas de 10 x 10 km en las que se ha registrado superficie quemada, ya sea en la BDIF o en la BDAQ. En todas las cuadrículas que cumplen esa premisa se extrajo la superficie quemada que era común a ambos documentos (acierto), así como la superficie no registrada por la BDAQ que aparecía en la BDIF (omisión) y la registrada en la BDAQ que no aparecía en la BDIF (comisión).

El error de comisión serán las hectáreas de comisión divididas entre la superficie total detectada por la BDAQ:

$$\text{Error comisión} = (\text{comisión} / \text{BDAQ}) * 100$$

El error de omisión serán las hectáreas omitidas divididas entre la superficie total registrada en la BDIF:

$$\text{Error omisión} = (\text{omisión} / \text{BDIF}) * 100$$

El acuerdo global, que refleja la fiabilidad de los resultados obtenidos a partir de las imágenes de satélite con respecto a la BDIF, será las hectáreas comunes a ambos documentos (acierto) dividido entre las hectáreas detectadas por la BDIF:

$$\text{Fiabilidad global} = (\text{acierto} / \text{BDIF}) * 100$$

En tercer lugar, se ha llevado a cabo un análisis de la ocurrencia temporal de los errores de omisión. Se ha querido destacar en qué años se han concentrado estos errores para, de esa manera, poder discriminar sus causas y entender mejor la no detección. Este dato resulta de máximo interés si atendemos a la no continuidad temporal de los mosaicos de imágenes utilizados.

Por último, se realiza un análisis de validación para distintas clases de tamaño de los incendios. Aquí se extrajo el área quemada de incendios detectados de la BDAQ que se corresponden con los de la BDIF para 6 clases de tamaño de área quemada: 100-250 ha, 250-500 ha, 500-1000 ha, 1000-2000 ha, 2000-5000 ha y mayor de 5000 ha. Esta clasificación es utilizada por la DGB a la hora de asignar la importancia de los incendios y desde un punto de vista de la gestión forestal.

4. Resultados

4.1. Cartografía de área quemada (BDAQ) – Distribución espacial

El área total quemada cartografiada fue de 1.020.207 ha, en un total de 4286 incendios, lo que supone el 2,1% de la superficie total de la España peninsular, mientras que con respecto a la superficie forestal (incluyendo las clases 4 a 10 de nuestra reclasificación del CORINE-Land Cover), supone el 3,9%.

Por tamaño de los incendios (tabla 3), el área quemada se concentra principalmente en las clases de mayor tamaño, el 50% de toda el área quemada se registra en incendios mayores a

2000 ha, si bien el número de incendios correspondientes a esas clases no supone más que el 1,5% de todos los incluidos en la base de datos. Se observa, por el contrario, un porcentaje muy elevado del número de incendios de las clases de menor tamaño, casi un 70% del total, que sólo suponen el 12% de toda la superficie quemada.

Tabla I. 3. Distribución de los incendios de la BDAQ por tamaño de incendios.

Tamaños (ha)	% Número de incendios forestales	% Área Quemada	Nº IF	AQ (ha)
<100	69,6	11,8	2983	120655
100-250	17,6	11,4	753	116405
250-500	6,6	9,7	283	99194
500-1000	3,3	9,6	143	98305
1000-2000	1,3	7,5	56	76169
2000-5000	1,1	14,3	49	145515
>5000	0,4	35,7	19	363964
Total			4286	1020207

En la distribución espacial del área quemada por CC.AA. (tabla 4 y figura 3) destaca Valencia, con el 23% del área quemada, especialmente elevado si se tiene en cuenta que esta comunidad detenta el 5% del territorio de la España peninsular. Siguen en importancia Andalucía y Castilla-león, donde la superficie quemada de cada una de ellas supone un 14% del total peninsular, proporción algo inferior a la que supone su territorio (18 y 19%, respectivamente).

Del resto de CC.AA., Cataluña y Galicia, que ocuparían los puestos cuarto y quinto, presentan una proporción de superficie quemada superior a la de superficie total de dichas CC. AA. Estas cinco CC.AA. concentran el 72,5% de la superficie quemada y el 54% del territorio nacional. La proporción de superficie quemada en las CC.AA. de Extremadura, Murcia y Asturias coincide con su extensión en el conjunto nacional. En Castilla-La Mancha, Aragón y Navarra la proporción de la superficie quemada es inferior a la de la superficie total de dichas CC. AA. Las CC.AA. de Madrid, Cantabria, País Vasco y La Rioja no se han incluido en la tabla 4 por presentar valores del área quemada por debajo del 1% con respecto al total.

Figura I. 3. Cartografía de área quemada (BDAQ).

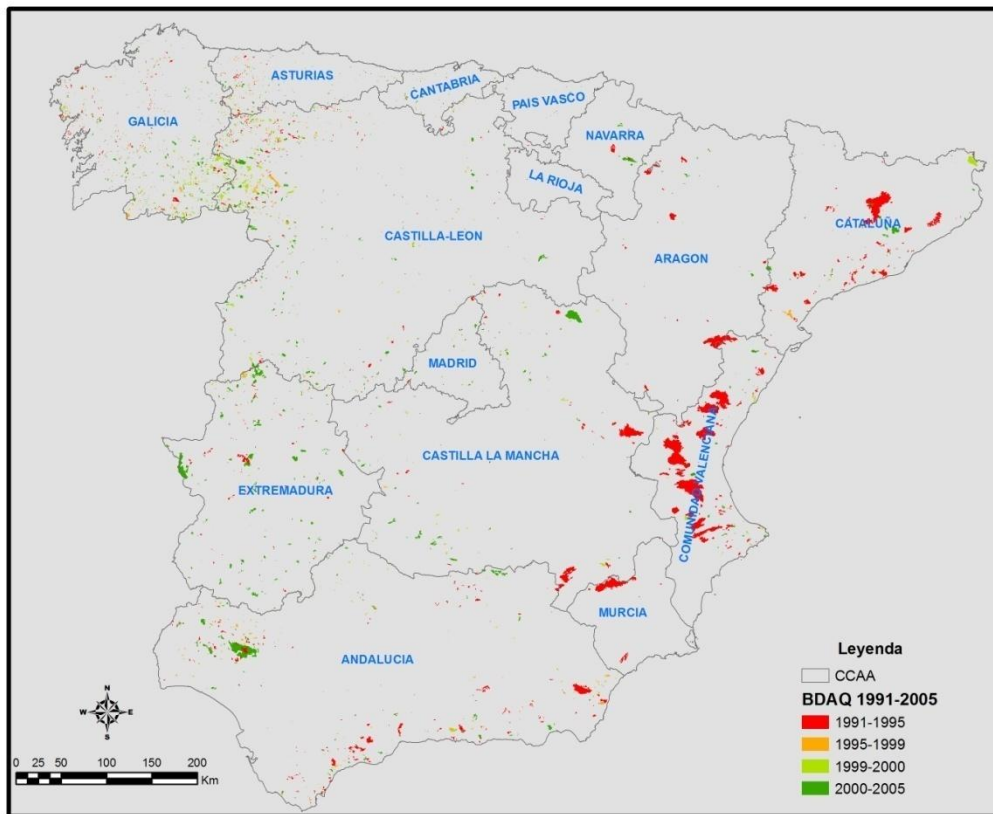


Tabla I. 4. Distribución de la BDAQ por CCAA.

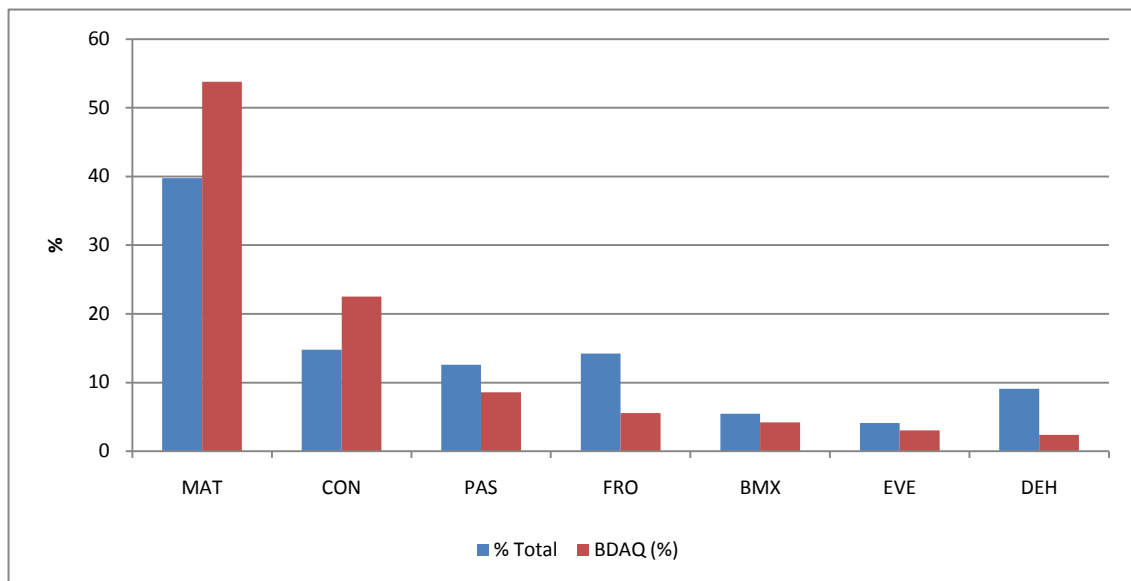
Comunidad Autónoma	% BDAQ	% Total	Nº IF	% Nº IF
Comunidad Valenciana	23,2	4,7	127	3,0
Andalucía	14,4	17,7	494	11,5
Castilla-León	14,1	19,1	1074	25,1
Cataluña	11,4	6,5	149	3,5
Galicia	9,4	6	1387	32,4
Castilla-La Mancha	8,7	16,1	190	4,4
Extremadura	8,2	8,4	282	6,6
Aragón	3,5	9,7	47	1,1
Murcia	2,9	2,3	9	0,2
Asturias	1,9	2,1	322	7,5
Navarra	1	2,1	14	0,3

La ocurrencia presenta un comportamiento muy dispar en relación a la superficie quemada, en tanto que CC. AA. que tienen una superficie quemada elevada no conllevan un número de incendios igual de alto. Destacan Galicia, donde el número de incendios supone el 32,4% del total, frente a un 9,4% de la superficie quemada, y Castilla-León, con el 25,1% del número de

incendios y sólo el 14,1% de la superficie quemada. En esta misma situación, aunque con valores más bajos, aparece Asturias. El caso contrario lo encabeza la Comunidad Valenciana, donde el número de incendios supone el 3% del total, frente a un 23,2% de la superficie quemada. En esta situación, aunque con valores más bajos, aparece Cataluña y Murcia. El resto de la CC. AA. presentan situaciones más equilibradas entre estas dos variables. Este dato se aprecia en el tamaño medio de los incendios. Destacan las CC. AA. de Murcia y Valencia con incendios medios por encima de las 1.500 ha, seguidas de Cataluña, Aragón y Navarra con incendios medios por encima de las 500 ha. El resto de las CC. AA. presentan valores más bajos, siendo inferiores a 160 ha en siete de ellas.

Con respecto a la ocupación del suelo, el matorral, que supone el 53,8% de la superficie quemada, es la formación más afectada por los incendios forestales en el período de estudio (1991-2005), muy superior a la superficie ocupada por esta formación en la España peninsular, el 39,7% (figura 4).

Figura I. 4. Distribución de la BDAQ por categorías de ocupación del suelo y distribución de éstas en el territorio peninsular. MAT-Matorral; CON-Coníferas; PAS-Pastizales; FRO-Frondosas; BMX-Bosques Mixtos; EVE-Espacios de vegetación escasa; DEH-Dehesas.



La siguiente formación más afectada es el grupo de las coníferas, que supone el 22,5% de la superficie quemada, lo cual es también superior a la superficie de dicha cobertura en el territorio peninsular, el 14,7%. Estas dos formaciones suponen el 76,3% de la superficie quemada. El resto de las formaciones presentan una superficie quemada inferior a la superficie relativa de dichas coberturas. Las frondosas y las dehesas presentan porcentajes

de área quemada muy inferiores a la superficie que detentan (5,5 y 2,4%, frente a 14,2 y 9%, respectivamente). En el caso de los bosques mixtos y los espacios de vegetación escasa, las proporciones son muy similares. Los pastizales presentan una situación intermedia, con el 12,6% de la superficie quemada y el 8,5% de la superficie total.

4.2. Validación

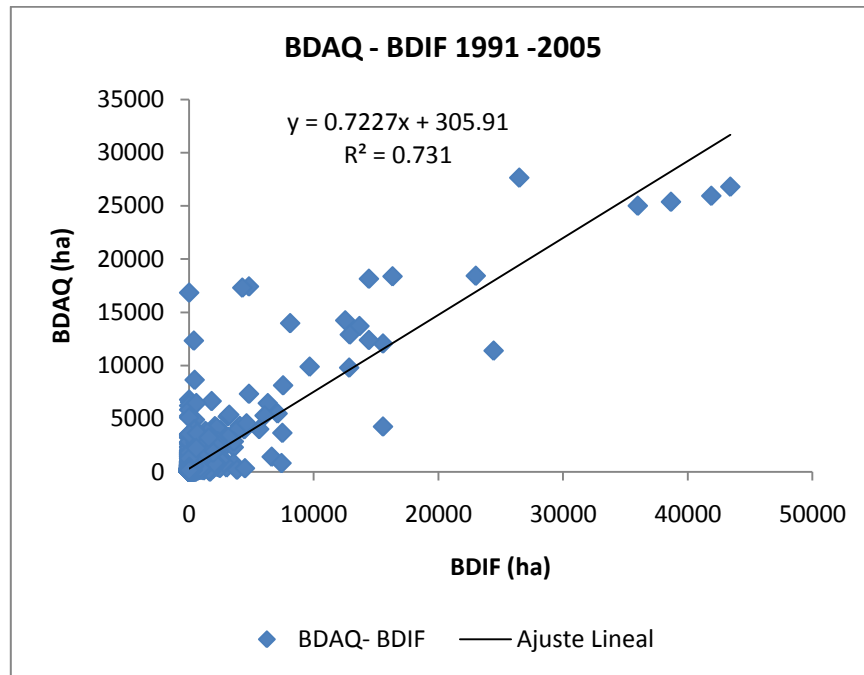
La tabla 5 y la figura 5 presentan los resultados de los coeficientes de determinación obtenidos a partir de los análisis de regresión lineal entre la BDAQ y BDIF. A nivel global se observa una buena correspondencia entre las dos fuentes, con un coeficiente de determinación del 73,1% para el conjunto del periodo de estudio. Por periodos, se observa una buena correlación para 2000-2005, 1999-2000 y 1991-1995, con valores del coeficiente de determinación que oscilan entre el 75 y 80%. Sólo el periodo 1995-1999 mostró un acuerdo pobre, con un coeficiente de determinación del 25%. Las pendientes del acuerdo resultante variaron según los periodos y, en general, infraestimaron moderadamente el acuerdo, con valores por debajo de 1, entre 0,72 y 0,88 para los periodos 2000-2005, 1999-2000 y todo el periodo 1991-2005. El periodo 1995-1999 infraestimó notablemente el acuerdo, con un valor de 0,21, mientras que el periodo 1991-1995 presentó valores de la pendiente cercanos a 1.

Tabla I. 5. Área quemada de la BDIF y la BDAQ considerando solamente las cuadrículas en las que la BDIF registra valores superiores a 100 ha, utilizadas en el proceso de validación, y análisis de regresión lineal entre ambas variables.

Periodo	BDIF (ha)	% BDIF	BDAQ (ha)	% BDAQ	R ² (%)	Pendiente	p (95%)	Ecuación lineal
1991-1995	667116	51	563467	59	74,6	1,079	0.000	$y = 1,0797x - 211,07$
1995-1999	133681	10	51495	5	25,6	0,215	0.000	$y = 0,2154x + 57,601$
1999-2000	74741	6	67492	7	80,3	0,882	0.000	$y = 0,9097x - 2,4924$
2000-2005	437650	33	278080	29	75,6	0,777	0.000	$y = 0,7773x - 90,932$
Total	1313188		960534		73,1	0,722	0.000	$y = 0,7227x + 305,91$

El acuerdo global para todo el conjunto del periodo en estudio fue del 44,1%. Los acuerdos globales oscilaron según los distintos periodos, destacando el periodo 1999-2000 con un acuerdo del 72%, seguido del periodo 1991-1995 con el 61,5%. El periodo 2000-2005 presentó un acuerdo global por encima del 50%, mientras que el periodo 1995-1999 mostró el valor más bajo de todos los periodos, con un acuerdo del 31,4% (figura 6).

Figura I. 5. Análisis de regresión lineal global entre BDAQ y BDIF (1991-2005)



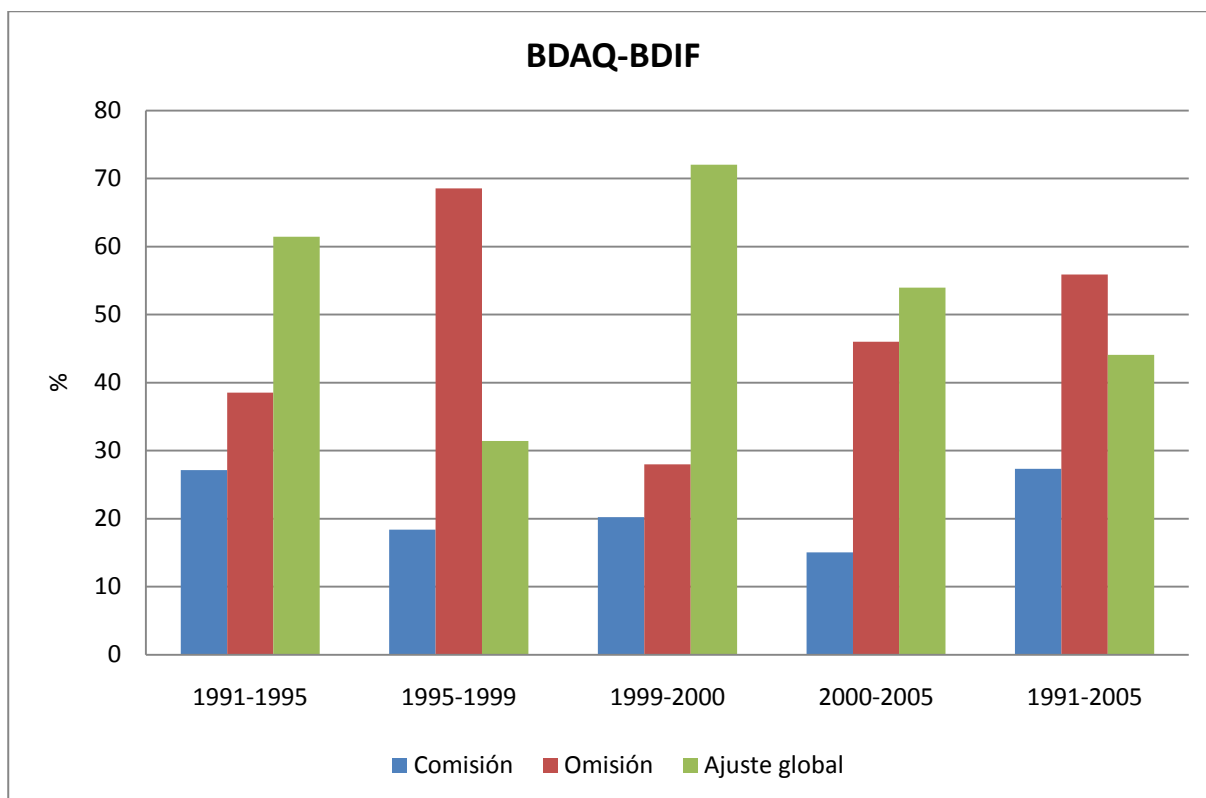
El error de comisión para el conjunto del periodo 1991-2005 fue del 27,3% y éste se comportó de forma desigual según los distintos periodos. Para el caso del periodo 1991-1995 se obtuvo el valor más elevado, el 27,2%. El periodo 2000-2005 mostró el valor más pequeño, el 15,1%; sin embargo, los otros dos periodos mostraron errores intermedios, siendo para el periodo 1995-1999 del 20,2% y para el periodo 1999-2000 del 18,4%.

El error de omisión para el conjunto del periodo 1991-2005 fue del 55%, con valores dispares según los periodos, así el error más alto se dio para el periodo 1995-1999 con el 68,6% de los incendios (su área quemada) de la BDIF que la BDAQ no detectó. El periodo 1999-2000 tuvo el error de omisión más pequeño (28%), mientras los otros dos grupos, 1991-1995 y 2000-2005, obtuvieron errores del 38,5% y 46% respectivamente (figura 6).

Para el caso de los errores de omisión, se ha querido destacar en qué años se producen los errores para determinar la influencia del uso de mosaicos de imágenes de satélite no anuales en la cartografía de los incendios. Los resultados aparecen en la tabla 6. Atendiendo a la distribución temporal de los errores de omisión, se observa una tendencia a disminuir el error de omisión a medida que nos acercamos al final del período del mosaico. Los mayores errores se producen en los primeros años del período y los menores en el último, excepto para el periodo 1999-2000, donde la mayor concentración se produce para el año 2000. Para

el periodo 1991-1995, el 62% del área quemada no detectada se concentra en los tres primeros años y, especialmente, en el primero, donde suponen un 44%. El último año de este periodo tan solo mostró un error del 11%.

Figura I. 6. Errores de omisión, comisión y acuerdo global.



En el periodo 1995-1999, el 69% del área quemada no detectada se concentra también en los tres primeros años del periodo, destacando el año 1996 con el 37% de la superficie quemada total registrada para dicho intervalo de tiempo que no se encuentra registrado en la BDAQ. El último año de este periodo tan solo mostró un error del 5%. En el periodo 2000-2005, el 71% del área quemada no detectada se concentra también en la primera mitad de dicho periodo y, especialmente, en el primer año, donde supone el 44%. El último año de este periodo tan solo mostró un error del 6%. Por último, el periodo 1999-2000 muestra una tendencia contraria a los anteriores, concentrándose la mayor parte de los errores de omisión (81%) en el año 2000, el último del periodo, si bien hay que señalar que se trata de un periodo de dos años.

Tabla I. 6. Distribución anual de los errores de omisión.

BDIF - 1991-1995	% Error omisión	BDIF - 1995-1999	% Error omisión
1991	44	1995	14
1992	5	1996	37
1993	13	1997	17
1994	27	1998	27
1995	11	1999	5
BDIF - 1999-2000	% Error omisión	BDIF - 2000-2005	% Error omisión
1999	19	2000	44
		2001	16
		2002	11
2000	81	2003	14
		2004	9
		2005	6

Por último, se analizó la influencia del tamaño de los incendios en la fiabilidad de la cartografía de incendios realizada. La tabla 7 presenta la proporción del área quemada de la BDIF registrada por la BDAQ según tamaño de los incendios. El análisis del conjunto de todo el periodo muestra una tendencia inversa a la que cabría esperar, siendo menor la coincidencia entre ambos documentos cuanto mayor es el tamaño de los incendios (de 78,9 a 56,6%), a excepción de la categoría de mayor tamaño (>5000 ha), que presenta el mayor grado de acuerdo (90,2%).

Tabla I. 7. Porcentaje de área quemada de la BDIF registrada por la BDAQ según tamaño.

Tamaño (Ha)	1991-1995	1995-1999	1999-2000	2000-2005	1991-2005
100-250	52,2	77,7	111,2	92,4	78,9
250-500	82	39,3	84	70,7	69,2
500-1000	73,9	42,4	86,9	55,1	62,4
1000-2000	69,8	20,9	79	54,2	60,7
2000-5000	78,6	14,1	92,1	41,7	56,6
≥5000	94,9	28,8	97,9	80,1	90,2
Total	84,4	38.2	90.3	63.5	73.1

En el período 1991-95 el acuerdo global era de 74,6%. Destaca en este período el nivel de acuerdo en incendios superiores a 5000 ha, con un 94,9%. El resto de categorías presentan valores por encima del 70% de acuerdo, a excepción de la clase de menor tamaño (100-250 ha), con un 52,2%. Si exceptuamos las categorías entre 250-1000 ha, en este período se observa un descenso en el grado de acuerdo con la reducción del tamaño de los incendios.

El periodo 1995-99 ofrecía un acuerdo global del 25,6%, que se manifiesta en valores muy bajos para todas las categorías, excepto para el grupo de incendios de menor tamaño (100-250 ha), con un 77,7%. En general, la tendencia parece contraria al caso anterior, con un aumento en el grado de acuerdo con la disminución del tamaño de los incendios.

El período 1999-2000 presenta, en términos generales, valores de acuerdo por encima del 79% (el valor global era del 80,3%), siendo mayor para los incendios de mayores dimensiones (97,9% y 92,1%). En este período se produce la única sobreestimación de la BDAQ, que aparece en los incendios de menor tamaño. Como en el primer período, en éste también se observa una tendencia general a disminuir el grado de acuerdo con la disminución del tamaño de los incendios.

La cobertura 2000-2005 presentaba un acuerdo global del 75,6%. En este período destacan los incendios de menor tamaño, donde el acuerdo es de 92,4%, seguidos por los de mayor tamaño, con un valor de 80,1%. El resto de categorías, exceptuando los incendios entre 250-500 ha, muestran acuerdos en torno al 50%. Si exceptuamos los incendios de mayor tamaño, la tendencia parece contraria al caso anterior, con un aumento en el grado de acuerdo con la disminución del tamaño de los incendios.

En líneas generales, se puede decir que para los distintos tamaños de los incendios, hay dos periodos (1991-1995 y 1999-2000) que presentan una tendencia a aumentar el grado de acuerdo con el aumento del tamaño de los incendios y dos periodos (1995-1999 y 2000-2005) que presentan la tendencia contraria. De todos ellos, destaca el periodo 1999-2000 con porcentajes de detección por encima del resto, llegando a acuerdos del 97%. Destaca el hecho de que la categoría de menor tamaño de incendio, junto con la de mayor tamaño, registra los máximos acuerdos.

5. Discusión de los resultados

La distribución actual de los incendios forestales por tamaño muestra una clara tendencia a acumular la mayor parte de la superficie quemada en los denominados grandes incendios (>1000ha), en tanto que éstos apenas suponen un pequeño porcentaje del número total de incendios. Este dato coincide con lo observado en periodos anteriores (1974-1994), donde el 39% de la superficie quemada se producía en incendios mayores de 500 hectáreas (Vázquez,

1996). La importancia de los grandes incendios en el total de la superficie quemada es generalizada en el ámbito mediterráneo europeo (Martín *et al.*, 1998), presentando una tendencia a la disminución de la frecuencia a medida que aumenta el tamaño de los incendios, también observable en otros países (Parisien *et al.*, 2006; Stocks *et al.*, 2003). En el caso español, a partir de los años 60 se intensificó un período de abandono rural, debido al proceso de la industrialización, que implicó un aumento de la cantidad de combustible disponible, que podría facilitar la propagación de los incendios y que, en determinadas condiciones extremas, hacen que los incendios lleguen a ocupar grandes extensiones de terreno, modifican el paisaje y el régimen de incendios (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Moreira *et al.*, 2001; Vélez, 2000). Los grandes incendios son relativamente nuevos en la historia reciente de la cuenca Mediterránea, de manera que la gente los observa como un fenómeno catastrófico y los medios de comunicación amplifican esta sensación (Pausas *et al.*, 2008).

En la España peninsular, durante el período de estudio, la mayoría de los incendios se producen sobre cubierta de matorral (clase 8 de CORINE - Land Cover), dato coincidente con otros estudios del mismo ámbito geográfico (Pausas y Vallejo, 1999). Este hecho también se evidencia en las estadísticas de otros países o regiones de carácter mediterráneo, como Portugal, Francia y California (Keeley, 2002; Le Houerou, 1973; Moritz, 2003; San-Miguel y Barbosa, 2001; Sebastián-López *et al.*, 2008).

El matorral es la primera etapa de recuperación de la cubierta vegetal tras el incendio, por lo que si es ésta la formación que se quema, se produce un rápido retorno a las condiciones previas al incendio. No obstante, cuando se queman formaciones de arbolado, la recuperación, al menos en un primer estadio, supone un aumento de la extensión del matorral, incrementándose la cubierta vegetal más afectada por los incendios. Además, se puede producir un fenómeno de degradación, debido a un continuado proceso de recurrencia en una misma zona, que en su condición de estado sucesional degradativo, hace que se sucedan matorrales altamente inflamables (De Luis *et al.*, 2004; Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Puigdefábregas y Mendizábal, 1998). Ello contribuye al establecimiento y mantenimiento de especies ligadas al fuego, de manera que supone dos factores de riesgo, mayor extensión y mayor inflamabilidad (D'antonio y Vitousek, 1992; Hanes, 1971; Lloret *et al.*, 2003; Vilà *et al.*, 2001).

A nivel general, la segunda cubierta afectada por la superficie quemada son las coníferas (clase 6 de CORINE - Land Cover). Diversos estudios apuntan al *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster* como coníferas más afectadas por los grandes incendios, tanto en la Península Ibérica como en la cuenca mediterránea (Baeza *et al.*, 2002; Corona *et al.*, 1998; Pausas y Vallejo, 1999). Las coníferas también ocupan un espacio importante en las superficies quemadas de la Patagonia en Chile y Argentina, en este caso asociado al cambio de las especies vegetales nativas por especies de coníferas más inflamables (Veblen *et al.*, 2008). En la cuenca del Pacífico de EEUU se ha visto un aumento considerable en la ocurrencia de incendios forestales sobre coníferas relacionado con periodos secos y prolongados (Brown *et al.*, 2008). El incremento de los fuegos de copas en áreas de pinares que tradicionalmente no estaban sujetas a este tipo de incendios es un fenómeno que ha sido observado por varios autores y lo atañen a un cambio en el régimen de incendios en zonas montanas (submediterráneas), con una reducción significativa del intervalo de incendios, y que afecta sobremanera a los ecosistemas de los pinares, pues son los más sensibles al fuego debido a sus deficiencias en la regeneración post-incendio y más si cabe después de los incendios de copas. Los pinares de muchas partes de la cuenca mediterránea proceden de las plantaciones monoespecíficas hechas por el hombre, que constan de especies muy inflamables, a las que no se les somete a grandes medidas silvícolas, formando masas densas que favorece los grandes incendios y de copas (Pausas *et al.*, 2008).

En un estudio similar para Cataluña, el matorral y las coníferas fueron algunas de las ocupaciones de suelo más afectadas por los incendios forestales (76% del área quemada correspondía a estas coberturas) para el periodo 1975-1998 (Díaz-Delgado *et al.*, 2004).

El acuerdo global de la cartografía de incendios forestales obtenida a partir de las imágenes de satélite está directamente influenciado por dos factores: 1) los datos utilizados como mapa de referencia para validar los datos generados y 2) el tiempo transcurrido entre la ocurrencia del incendio forestal y la adquisición de las imágenes. Considerando el primer factor, los datos generados se obtuvieron a partir de imágenes Landsat (30x30 m) y SPOT (10x10 m), mientras que los datos de referencia se basan en una cuadrícula de 10x10 km sin una ubicación precisa de los incendios en su interior. En cuanto al segundo factor, la obtención de coberturas de imágenes completas para toda la España peninsular se ha visto limitada por la disponibilidad de las imágenes Landsat y SPOT. En muchos casos las imágenes

disponibles no se corresponden a fechas posteriores a la temporada de incendios (septiembre/octubre), sino ubicadas en medio de ésta (junio, julio y agosto), lo que dificulta o limita la posibilidad de registrar/cartografiar aquellos incendios que aun habiéndose producido en el periodo de estudio no se encuentran en la imagen por discordancia entre las fechas.

Las características espectrales juegan un papel fundamental en la cartografía del área quemada. El comportamiento espectral de la vegetación quemada explica algunas de las dificultades que conlleva el uso de mosaicos de imágenes con un intervalo temporal superior a una estación de incendios. La señal radiométrica del área quemada, como se describió anteriormente, puede presentar cambios cuando la zona afectada por el incendio comienza su regeneración en función del tipo de cubierta y de la severidad del incendio. Las imágenes de satélite permiten discriminar con facilidad los incendios al poco de producirse ya que sus características espectrales difieren notablemente de las de la vegetación. A medida que nos alejamos de la fecha de ocurrencia del incendio forestal, esas características se van debilitando, la vegetación se va recuperando y la señal radiométrica del incendio se pierde (Chuvieco y Congalton, 1988), disminuyendo notablemente la capacidad de discriminación visual de las áreas quemadas. En este sentido, las cubiertas herbáceas se regeneran en períodos muy cortos de tiempo (meses), mientras que la vegetación arbórea puede tardar años en alcanzar su estadio original, especialmente si la severidad del incendio ha sido alta. Los matorrales ofrecen situaciones intermedias. La capacidad de regeneración es muy dependiente de la resiliencia y productividad de los ecosistemas, así como de la severidad del incendio. Con el transcurso del tiempo la vegetación se regenera, por ello la distancia temporal entre la ocurrencia del incendio y la adquisición de la imagen sobre el que se cartografiará dificultará la detección del mismo, empobreciendo la correlación entre la detección del incendio y los datos de la BDIF. Todo ello hace recomendable el uso de imágenes adquiridas justo al finalizar la estación de incendios. El uso de imágenes posteriores conllevaría la pérdida de fiabilidad en la interpretación. Por este motivo, es previsible que la cartografía generada infraestime la superficie quemada, especialmente en los años más distantes a la imagen post-incendio y a los incendios más pequeños (Hudak *et al.*, 2004).

El proceso de validación ha incluido diversos análisis para conseguir una mayor comprensión de los resultados. En primer lugar, se mostró la correlación mediante el análisis de regresión lineal de los datos resultantes (BDAQ) con los datos de referencia (BDIF), mostrando, por lo general, un coeficiente de determinación por encima del 70% para todas las fechas, excepto para el periodo 1995-1999. En función del análisis de los errores la metodología empleada para la obtención de las áreas quemadas (BDAQ) se puede considerar prácticamente aplicable si el coeficiente de determinación (R^2) es superior al 70%, cosa que ocurre en la mayoría de los periodos. El acuerdo global confirma los resultados del coeficiente de determinación, con buenos resultados en tres de las cuatro coberturas utilizadas, siendo la de menor acuerdo la correspondiente al periodo 1995-1999 (Fuller y Fulk, 2001).

Los errores de omisión varían entre los períodos de estudio, observándose un aumento del error cuanto mayor es la extensión temporal del período. La mayor parte de los errores de omisión se producen en los primeros años del período de estudio y los menores en el último, excepto para el periodo 1999-2000, donde la mayor concentración se produce para el año 2000. En el caso del período 2000-2005 se añade la dificultad planteada por el uso de resoluciones diferentes, tanto espectrales como espaciales, entre los mosaicos utilizados. Los errores de comisión muestran la tendencia inversa, lo que apunta a la misma premisa, a mayor número de años en el período mayor efecto de la pérdida de la señal radiométrica de las zonas quemadas (White *et al.*, 1996). En este período, pese a la mayor resolución espacial de SPOT, el grado de acuerdo no mejora con respecto a otros periodos, probablemente por la resolución espectral de este sensor que, frente a Landsat, no dispone de la banda del SWIR2, que facilita la detección de los incendios no recientes.

El porcentaje de acuerdo para el periodo 1999-2000 está por encima del 80% para todos los tamaños de las áreas quemadas, probablemente asociado a que se trata de una cobertura anual. El 68% de la superficie quemada no detectada en este período se ubica en zonas agrícolas. Este período ofrece un comportamiento similar a 1991-1995, con un grado de acuerdo mayor a medida que aumenta el tamaño de los incendios.

En los periodos 1995-1999 y 2000-2005 el grado de acuerdo disminuye a medida que los incendios se hacen más grandes, exceptuando en el segundo período la categoría de mayor dimensión (> 5000 ha). Este último dato puede estar relacionado con el elevado número de

incendios de grandes dimensiones que se registraron en los años 2000, 2004 y 2005. Algo similar sucede en el período 1991-1995, con grados de ajuste del 94,9% para los incendios mayores de 5000 ha. En este periodo se registraron un número importante de grandes incendios, especialmente en los años 1991 y 1994.

En estos períodos, 1995-1999 y 2000-2005, la disminución en el ajuste a medida que los incendios son mayores podría deberse a varias razones: 1) mala calidad de las imágenes y presencia de nubes en el mosaico de 1999, 2) incidencia de grandes incendios en coberturas de suelo agrícolas -el 56% del total del área quemada para el periodo 1995-1999- y 3) distanciamiento de la ocurrencia con respecto a la imagen post-incendio. En estos períodos también hay que señalar la existencia de grandes incendios (500-1000 ha) que afectaron a bosques mixtos, categoría compuesta por arbolado, en la que puede encontrarse gran densidad de matorrales y zonas dominadas por especies herbáceas (Sebastián-López *et al.*, 2008). La pronta regeneración de estas formaciones podría suponer dejar de cartografiar un gran incendio, ya que en la imagen éste aparece como varios fragmentos quemados separados por zonas ya regeneradas, lo que supondría para el intérprete varios incendios de menor dimensión.

6. Conclusiones

Este trabajo ofrece una serie cartográfica de área quemada para la España peninsular de los periodos 1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005 y para el período global 1991-2005. La superficie quemada total para dicho periodo se correspondió con el 2,1% de la superficie total de la España peninsular. Los grandes incendios, que en España se consideran a partir de las 500 ha, supusieron para esta base de datos el 67,1% de la superficie total quemada, si bien es cierto que el número de incendios apenas sobrepasaba el 6%. La mayor parte de estos incendios se han producido principalmente en matorrales (53,8%) y coníferas (22,5%).

El uso de esta información resulta de gran interés para los planes de defensa/prevención contra incendios forestales, ya que proporciona la ubicación exacta de los incendios forestales en un periodo de tiempo determinado, así como las coberturas que se han visto afectadas.

Los problemas de detección de los incendios se centran principalmente en el tiempo transcurrido entre el incendio y la fecha de adquisición de la imagen a utilizar. Los cambios en la respuesta espectral debidos a los incendios son menos evidentes cuando la zona afectada por el incendio comienza su regeneración. Se ha podido constatar, en términos absolutos, que la mayor parte de los incendios no detectados estaban ubicados en cubiertas herbáceas. Éstas se regeneran en periodos muy cortos de tiempo (meses), mientras que la vegetación arbórea puede tardar años en alcanzar su estadio original, especialmente si la severidad del incendio ha sido alta. Los incendios ocurridos sobre pastizales y matorrales mostraron una tendencia a no detectarse, que se plasma en los altos valores de error de omisión en dichas coberturas.

Todo ello hace recomendable la utilización de imágenes adquiridas en fechas próximas al incendio forestal, lo más cercanas posible a la finalización de la estación de incendios. El uso de imágenes posteriores, es decir varios meses o años después de la ocurrencia del incendio, conllevará pérdida de fiabilidad en la interpretación y, por tanto, en la discriminación y extracción de las áreas quemadas.

Para obtener una cartografía completa del período de estudio sería necesario completar estos resultados con coberturas anuales de Landsat o SPOT, ya que muchos incendios se dejan de detectar debido principalmente a la diferencia temporal de la imagen post-incendio con respecto a la fecha de incendio no detectado. Sería de gran utilidad contar con algún dato auxiliar que facilitara la ubicación de los incendios, como los puntos de ignición.

Por otro lado, también resulta crucial la calidad radiométrica de las imágenes, la baja calidad de la cobertura de 1999 ha dificultado notablemente la detección de los incendios en los períodos en que ha sido utilizada. Finalmente, la resolución espectral también juega un papel importante en la detección del incendio; en este sentido, el sensor SPOT, pese a que facilita la interpretación visual por su alta resolución espacial, disminuye sensiblemente la detectabilidad de los incendios no recientes, debido a la falta de las bandas correspondientes a las regiones del azul y del SWIR 2.

7. Agradecimientos

Este trabajo se inició bajo el marco del convenio entre la UAH y el MARM para la "Evaluación y suministro de información relativa a la evaluación de las consecuencias de los incendios forestales". Agradecemos a la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) la colaboración prestada a lo largo del mismo, especialmente la relacionada con el uso de la base de datos de incendios forestales y de otras fuentes de información.

8. Referencias

- Baeza, M. J., De Luis, M., Raventós, J. y Escarre, A. (2002): "Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk". *Journal of Environmental Management*, 65, pp. 199-208.
- Bowman, D. M. J. S., Zhang, Y., Walsh, A. y Williams, R. J. (2003): "Experimental comparison of four remote sensing techniques to map tropical savanna fire-scars using Landsat-TM imagery". *International Journal of Wildland Fire*, 12, 4, pp. 341-348.
- Brown, P. M., Heyerdahl, E. K., Kitchen, S. G. y Weber, M. H. (2008): "Climate effects on historical fires (1630-1900) in Utah". *International Journal of Wildland Fire*, 17, 1, pp. 28-39.
- Chuvieco, E. y Congalton, R. G. (1988): "Mapping and inventory of forest fires from digital processing of tm data". *Geocarto International*, 3, 4, pp. 41-53.
- Chuvieco, E., Opazo, S., Sione, W., Valle, H. d., Anaya, J., Bella, C. D., Cruz, I., Manzo, L., Lopez, G., Mari, N., González-Alonso, F., Morelli, F., Setzer, A., Csiszar, I., Kanpandegi, J. A., Bastarrika, A. y Libonati, R. (2008): "Global burned-Land estimation in Latin America using MODIS composite data". *Ecological Applications*, 18, 1, pp. 64-79.
- Corona, P., Leone, V. y Saracino, A. (1998): "Plot size and shape for the early assessment of post-fire regeneration in Aleppo Pine Stands". *New Forests*, 16, pp. 213-220.
- D'Antonio, C. M. y Vitousek, P. M. (1992): "Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass-Fire Cycle, and Global Change". *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 23, pp. 63-87.
- De Luis, M., Baeza, M. J., Raventós, J. y González-Hidalgo, J. C. (2004): "Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands". *International Journal of Wildland Fire*, 13, pp. 79-87.

- de Smith, M. J., Goodchild, M. F. y Longley, P. A. (2008): *Geospatial Analysis: A Comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*. Leicester, (UK), Troubador Publishing; 2Rev Ed edition (10 Jan 2008).
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F. y Pons, X. (2004): "Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain". *Landscape Ecology*, 19, pp. 731-745.
- Díaz-Delgado, R. y Pons, X. (2001): "Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE of Spain) along the period 1975-1995: Analysis of vegetation recovery after fire". *Forest Ecology and Management*, 147, 1, pp. 67-74.
- Doerr, S. y Cerdà, A. (2005): "Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges ". *International Journal of Wildland Fire*, 14, 4, pp. 339-342.
- Fraser, R. H. y Li, Z. (2002): "Estimating fire-related parameters in boreal forest using SPOT VEGETATION". *Remote Sensing of Environment*, 82, 1, pp. 95-110.
- Fraser, R. H., Li, Z. y Landry, R. (2000): "SPOT VEGETATION for characterizing boreal forest fires". *International journal of remote sensing*, 21, 18, pp. 3525-3532.
- French, N. H. F., Kasischke, E. S., Bourgeau-Chavez, L. L. y Berry, D. (1995): "Mapping the Location of Wildfires in Alaskan Boreal Forests Using AVHRR Imagery". *International Journal of Wildland Fire*, 5, 2, pp. 55-62.
- Fuller, D. O. y Fulk, M. (2001): "Burned area in Kalimantan, Indonesia mapped with NOAA-AVHRR and Landsat TM imagery". *International Journal of Remote Sensing*, 22, 4, pp. 691-697.
- García, M. y Chuvieco, E. (2004): "Assessment of the potential of SAC-C/MMRS imagery for mapping burned areas in Spain". *Remote Sensing of Environment*, 92, 3, pp. 414-423.
- Hanes, T. L. (1971): "Succession after fire in the chaparral of southern California". *Ecological monographs*, 41, pp. 135-140.
- Hudak, A. T., Robichaud, P. R., Evans, J. S., Clark, J., Lannom, K., Morgan, P. y Stone, C. (2004): "Field validation of Burned Area Reflectance Classification (BARC) products for post fire assessment". *Remote sensing for field users: proceedings of the tenth Forest Service Remote Sensing Applications Conference*. Salt Lake City, Utah, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, pp. 13.
- Justice, C. O., Giglio, L., Korontzi, S., Owens, J., Morisette, J. T., Roy, D., Descloitres, J., Alleaume, S., Petitcolin, F. y Kaufman, Y. (2002): "The MODIS fire products". *Remote Sensing of Environment*, 83, 1-2, pp. 244-262.

- Keeley, J. (2002): "Fire management of Californian shrubland Landscapes". *Environmental Management*, 29, 3, pp. 395-408.
- Key, C. H. y Benson, N. C. (1999): The normalized burn ratio (NBR): A Landsat TM Radiometric Measure of Burn Severity. Northern Rocky Mountain Science Center, <http://www.nrmsc.usgs.gov/research/ndbr.htm>
- Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V. y Coleman, P. R. (1987): "Landscape patterns in a disturbed environment". *Oikos*, 48, pp. 321-324.
- Le Houerou, H. N. (1973): "Fire and vegetation in the Mediterranean basin". *Tall Timber Fire Ecology Conference*. Tallahassee, Florida (USA), pp. 237-255.
- Lloret, F., Pausas, J. G. y Vilà, M. (2003): "Vegetation Response to Different Fire Regimes in Garraf (Catalonia, Spain): Field Observations and Modelling Predictions". *Plant Ecology*, 167, pp. 223-235.
- Martín, M. P., Chuvieco, E. y Aguado, I. (1998): "La incidencia de los incendios forestales en España". *Serie Geográfica (Univ. Alcalá)*, 7, pp. 23-36.
- Martín, M. P., Chuvieco, E., Oliva, P., Verdú, F., Nieto, H. y Padrón, D. (2007): "Un ejemplo práctico de aplicación operativa de la teledetección a la gestión de riesgos naturales: cartografía y evaluación urgente de áreas quemadas en Galicia". *Cuadernos de investigación geográfica*, 33, pp. 19-38.
- Miettinen, J., Langner, A. y Siegert, F. (2007): "Burnt area estimation for the year 2005 in Borneo using multi-resolution satellite imagery". *International Journal of Wildland Fire*, 16, 1, pp. 45-53.
- Minnich, R. A. (1983): "Fire Mosaics in Southern California and Northern Baja California". *Science*, 219, 4590, pp. 1287-1294.
- Minnich, R. A. y Chou, Y. H. (1997): "Wildland fire patch dynamics in the Chaparral of Southern California and Northern Baja California". *International Journal of Wildland Fire*, 7, 3, pp. 221-248.
- Moreira, F., Rego, F. C. y Ferreira, P. G. (2001): "Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of north-western Portugal: implications for fire occurrence". *Landscape Ecology*, 16, pp. 557-567.
- Moritz, M. (2003): "Spatiotemporal analysis of controls on shrublands fire regimes: age dependency and fire hazard". *Ecology*, 84, 2, pp. 351-361.

- NATLAN (2000): CLC 1990 CORINE Land Cover 250m. European Environment Agency, Copenhagen. <http://natlan.eea.europa.eu/dataservice>.
- NATLAN (2005): CLC 2000 CORINE Land Cover 100m. European Environment Agency, Copenhagen. <http://natlan.eea.europa.eu/dataservice>.
- Neary, D. G., Overby, S. T., Gottfried, G. J. y Perry, H. M. (1996): Nutrients in fire dominated ecosystems. pp. 107–117. General Technical Report RM-289. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins (CO).
- Opazo, S. (2008): Cartografía y Análisis de áreas quemadas en Sudamérica, utilizando teledetección y sistemas de información geográfica. p. 141. Departamento de Geografía, UAH. UAH, Alcalá de Henares.
- Parisien, M. A., Vernon, S. P., Wang, Y., Little, J. M., Bosch, E. M. y Stocks, B. J. (2006): "Spatial Patterns of forest fires in Canada, 1980-1999". *International Journal of Wildland fire*, 15, pp. 361-374.
- Pausas, J. y Vallejo, V. (1999): "The role of fire in European Mediterranean ecosystems". En Chuvieco, E. (Ed.): *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin*, Springer-Verlag, pp. 3-16.
- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2008): "Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review". *International Journal of Wildland Fire*, 17, 6, pp. 713-723.
- Pereira, J. M. C. (2003): "Remote sensing of burned areas in tropical savannas". *International Journal of Wildland Fire*, 12, 4, pp. 259-270.
- Pereira, J. M. C., Sa, A. C. L., Sousa, A. M. O., Silva, J. M. N., Santos, T. N. y Carreiras, J. M. B. (1999): "Spectral characterization and discrimination of burnt areas". En Chuvieco, E. (Ed.): *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*. Berlin, Springer-Verlag, pp. 123-138.
- Pu, R., Li, Z., Gong, P., Csiszar, I., Fraser, R., Hao, W.-M., Kondragunta, S. y Weng, F. (2007): "Development and analysis of a 12-year daily 1-km forest fire dataset across North America from NOAA/AVHRR data". *Remote Sensing of Environment*, 108, 2, pp. 198-208.
- Puigdefábregas, J. y Mendizábal, T. (1998): "Perspectives on desertification: western Mediterranean". *Journal of Arid Environment*, 39, pp. 209-224.

- Riaño, D., Moreno Ruiz, J. A., Isidoro, D. y Ustin, S. L. (2007): "Global spatial patterns and temporal trends of burned area between 1981 and 2000 using NOAA-NASA Pathfinder". *Global Change Biology*, 13, 1, pp. 40-50.
- Rosen, C. y Roberts, L. (2000): *World Resources 2000-2001. People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*. Washington, DC, USA, World Resources Institute.
- Roy, D. P., Frost, P., Justice, C. O., Landmann, T., Le Roux, J., Gumbo, K., Makungwa, S., Dunham, K., Du Toit, R., Mhwandagara, K., Zacarias, A., Tacheba, B., Dube, O., Pereira, J., Mushove, P., Morissette, J., Vannan, S. y Davies, D. (2005a): "The Southern Africa Fire Network (SAFNet) regional burned area product validation protocol". *International Journal of Remote Sensing*, 26, pp. 4265-4292.
- Roy, D. P., Jin, Y., Lewis, P. E. y Justice, C. O. (2005b): "Prototyping a global algorithm for systematic fire-affected area mapping using MODIS time series data". *Remote Sensing of Environment*, 97, pp. 137-162.
- Roy, D. P., Lewis, P. E. y Justice, C. O. (2002): "Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data--a bi-directional reflectance model-based expectation approach". *Remote Sensing of Environment*, 83, 1-2, pp. 263-286.
- San-Miguel, J. y Barbosa, P. (2001): Forest Fires in Southern Europe 2000. p. 45. Environment and Geo-information Unit. European Commission.
- Sebastián-López, A., Salvador-Civil, R., Gonzalo-Jiménez, J. y SanMiguel-Ayanz, J. (2008): "Integration of socio-economic and environmental variables for modelling long-term fire danger in Southern Europe". *European Journal of Forest Research*, 127, 2, pp. 149-163.
- Stocks, B. J., Mason, J. A., Todd, J. B., Bosch, E. M., Wotton, B. M., Amiro, B. D., Flannigan, M. D., Hirsch, K. G., Logan, K. A., Martell, D. L. y Skinner, W. R. (2003): "Large forest fires in Canada, 1959-1997." *Journal Of Geophysical Research*, 107, 8149, doi: 10.1029/2001JD000484, pp. FFR 5-1.
- Sukhinin, A. I., French, N. H. F., Kasischke, E. S., Hewson, J. H., Soja, A. J., Csiszar, I. A., Hyer, E. J., Loboda, T., Conrad, S. G., Romasko, V. I., Pavlichenko, E. A., Miskiv, S. I. y Slinkina, O. A. (2004): "AVHRR-based mapping of fires in Russia: New products for fire management and carbon cycle studies". *Remote Sensing of Environment*, 93, 4, pp. 546-564.
- Tansey, K., Grégoire, J.-M., Pereira, J. M. C., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J.-F., Barros, A., Silva, J., van Bogaert, E., Bartholomé, E. y Bontemps, S. (2007): "L3JRC - A global, multi-year (2000-2007) burnt area product (1 km resolution and daily time steps)". *Remote*

- Sensing and Photogrammetry Society Annual Conference 2007*. Newcastle upon Tyne, UK, pp. 1-4.
- Tansey, K., Grégoire, J. M., Stroppiana, D., Sousa, A., Silva, J., Pereira, J. M. C., Boschetti, L., Maggi, M., Brivio, P. A., Fraser, R., Flasse, S., Ershov, D., Binaghi, E., Graetz, D. y Peduzzi, P. (2004): "Vegetation burning in the year 2000: Global burned area estimates from SPOT VEGETATION data". *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, 109, D14S03, pp. doi:101029/102002JD003598:101022-101022.
- Tansey, K., Grégoire, J. M. C., Defourny, P., Leigh, R., Pekel van Bogaert, E., Bartholomé, E. y Bontemps, S. (2008): "A new, global, multi-annual (2000-2007) burned area product at 1 km resolution and daily intervals". *Geophysical Research Letters*, 35, pp. L01401, doi:01410.01029/02007GL031567.
- Turner, M. G. y Romme, W. H. (1994): "Landscape dynamics in crown fire ecosystems". *Landscape Ecology*, 9, 1, pp. 59-77.
- van der Werf, G. R., Randerson, J., Collatz, G. J., Giglio, L., Kasibhatla, P. S., Arellano, A. F., Olsen, S. C. y Kasischke, E. S. (2004): "Continental-scale partitioning of fire emissions during the 1997 to 2001 El Nino/La Nina period". *Science*, 303, 5654, pp. 73-76.
- van der Werf, G. R., Randerson, J., Collatz, G. J., Giglio, L., Kasibhatla, P. S., Arellano, A. F., Olsen, S. C. y Kasischke, E. S. (2006): "Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004". *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, pp. 3423-3441.
- Vázquez, A. (1996): "Régimen de incendios en España peninsular: 1974-94. Relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis Doctoral." *Universidad Complutense - Madrid*, pp. 295.
- Veblen, T. T., Kitzberger, T., Raffaele, E., Mermoz, M., González, M. E., Sibold, J. S. y Holz, A. (2008): "The historical range of variability of fires in the Andean-Patagonian Nothofagus forest region". *International Journal of Wildland Fire*, 17, 6, pp. 724-741.
- Vélez, R. (2000): *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Madrid, McGraw-Hill.
- Vilà, M., Lloret, F., Ogheri, E. y Terradas, J. (2001): "Positive Fire-Grass Feedback in Mediterranean Basin Shrublands". *For. Ecol. Manage.*, 147, pp. 3-14.
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R. y Swetnam, T. W. (2006): "Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity". *Science*, 313, 5789, pp. 940-943.
- Whelan, R. J. (1995): *The ecology of fire*, Cambridge University Press.

- White, J. D., Ryan, K. C., Key, C. C. y Running, S. W. (1996): "Remote Sensing of Forest Fire Severity and Vegetation Recovery". *International Journal of Wildland Fire*, 6, 3, pp. 125-136.
- Wulder, M. A. y Franklin, S. E. (2006): *Understanding Forest Disturbance and Spatial Pattern: Remote Sensing and GIS Approaches* CRC.
- Yue, Z., Pearson, D. M., Whitehead, P. J. y Ahmad, W. (2001): "Mapping and spatial analysis for savanna wildfire history in northern Australia by remotely sensed data and GIS". *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2001. IGARSS '01. IEEE 2001 International*, pp. 792-794vol792.

Capítulo II. Caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular (1991-2005)

Publicación derivada:

Verdú, F., y Salas, J. (2011). Caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular (1991-2005). *Boletín de la AGE*, 3.

Caracterización de variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha de la España peninsular (1991-2005)

Resumen

Se analiza la distribución de diversas variables biofísicas en la superficie quemada en incendios forestales mayores de 25 ha en la España Peninsular durante el período 1991-2005. Los resultados del análisis, realizado mediante tabulaciones cruzadas, muestran una clara relación de algunas de estas variables con la ocurrencia de incendios. Las variables más influyentes son las de ocupación del suelo, principalmente matorral y coníferas, seguidas de la temperatura máxima de verano y la pendiente.

Palabras clave: incendio forestal, tabulación cruzada, temperatura, pendiente, matorral, coníferas.

Abstract

We analyze the distribution of various biophysical variables in the area burned in forest fires over 25 ha in Peninsular Spain during the period 1991-2005. The results of the analysis carried out by cross-tabulations showed a clear relationship between some of these variables to the occurrence of fires. The most influential variables were the land use cover, mainly shrubland and coniferous, followed by summer highest temperatures and slope.

Keywords: forest fire, cross tabulation, temperature, slope, shrubland, coniferous.

1. Introducción

La ocurrencia de los incendios forestales es un hecho conocido e inherente al clima mediterráneo, que se ha producido desde tiempos inmemoriales. La región mediterránea se caracteriza por la sucesión de períodos secos muy prolongados y períodos húmedos mucho más cortos, con altas temperaturas estivales, fuertes descensos de la humedad relativa y vientos desecantes que supone la acumulación de biomasa y carga de combustibles durante

un período amplio de tiempo (Aguado y Rodríguez Y Silva, 2004; Le Houerou, 1973; Moreno y Oechel, 1994; Ruiz De La Torre, 1999). Junto a las pérdidas humanas y económicas que conlleva, sus efectos devastadores tienen consecuencias ecológicas catastróficas; entre otras, la pérdida de biodiversidad, la pérdida de nutrientes (Neary *et al.*, 1996), la modificación de la estructura del paisaje y de la composición de la comunidad de plantas (Trabaud, 1994). En España, su recurrencia contribuye a que se asienten formaciones pirofíticas (Vélez, 2000), problema que se agrava cuando los ciclos de recurrencia del fuego se acortan. Estas modificaciones en la composición de especies favorece la ocurrencia de incendios forestales posteriores (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Turner y Romme, 1994).

La incidencia de los incendios forestales está condicionada por diversas variables del medio físico y humano, que determinan la probabilidad de inicio y/o la propagación del fuego. Estas variables pueden englobarse en cuatro grandes categorías: condiciones meteorológicas, tipo y estado de la vegetación, variables topográficas y actividades humanas (Salas y Chuvieco, 1994).

Las condiciones meteorológicas son determinantes en la incidencia y la severidad de los incendios forestales (Aguado y Rodríguez Y Silva, 2004). Diversos autores han utilizado la temperatura, precipitación y velocidad del viento para explicar la ocurrencia de incendios (Flannigan *et al.*, 2005). La temperatura y precipitación son las variables biofísicas más incidentes en la disponibilidad de agua para las plantas, variable de gran relevancia en el inicio y desarrollo del fuego. La temperatura es un indicador positivo, altas temperaturas facilitan que los combustibles se sequen y quemen más rápidamente. Por el contrario, la precipitación es un indicador negativo, menor ocurrencia de incendios con altos contenidos de humedad (Westerling y Bryant, 2008).

Los factores topográficos explican la variación en el clima local, proporcionan cortafuegos naturales e, indirectamente, influyen en factores tales como la humedad del combustible y la distribución de la vegetación (Whelan, 1995). Las variables topográficas de mayor peso en la ocurrencia de los incendios forestales son altitud, pendiente, orientación e insolación (Broncano y Retana, 2004; Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Maingi y Henry, 2007; Mouillot *et al.*, 2003; Taylor y Skinner, 2003; Westerling *et al.*, 2002). La pendiente afecta a la velocidad y dirección de propagación del incendio, que se propaga más rápido cuesta arriba y con

pendientes más pronunciadas (Rothermel, 1991). La orientación condiciona el estado del combustible, que se seca más rápidamente en las laderas de solana, apareciendo combustibles más secos y menos densos que los de la ladera de umbría (Anderson, 1982).

La vegetación es un elemento clave para establecer los patrones espaciales de los incendios forestales. Existen varios factores que determinan su ocurrencia, entre ellos, las características de los combustibles, como son el tipo, carga, humedad e inflamabilidad (Rothermel, 1983). La obtención de esta variable procede de distintas fuentes: mapas de ocupación del suelo, modelos de combustibles y variables forestales biofísicas (Vázquez y Moreno, 2006). Algunos autores han encontrado relaciones significativas entre la ocurrencia de incendios forestales y la composición de especies y la densidad total (Minnich y Bahre, 1995). Un aumento en la cantidad de combustible supone un incremento en la inflamabilidad, que repercute en la extensión y severidad del incendio (Broncano y Retana, 2004). La ocurrencia de incendios forestales se ha relacionado con otros parámetros forestales, como la fracción total de cabida de la masa forestal, la proporción de coníferas y no-coníferas, y la no presencia de combustible (Flannigan *et al.*, 2005; Johnson, 1992).

Por otra parte, la intervención humana es una causa clave de los incendios forestales en España, ya que aproximadamente el 95% se deben directa o indirectamente a su acción. Los regímenes de incendios han sido alterados por la actividad del hombre a través de la acumulación de combustible (cambios en los modelos de energía) y el aumento en el número de incendios causados por éste (Syphard *et al.*, 2008; Vélez, 2000). Diversos trabajos han profundizado en el tema, resaltando la dificultad para valorar, modelizar y representar espacialmente la influencia humana en el inicio y propagación del fuego (Martínez y Martín, 2004). A veces se han utilizado aproximaciones sencillas, como la distancia a áreas urbanizadas o parámetros de accesibilidad (Badía-Perpinyà y Pallares-Barbera, 2006). Lo ideal sería poder identificar y representar todos los factores de riesgo que están vinculados a la actividad humana, tanto desde el punto de vista temporal como espacial. Se trata, principalmente, de variables socio-económicas muy diversas, asociadas a incendios de carácter intencionado (declaración de zonas protegidas, actividades cinegéticas, titularidad y gestión de los montes, piromanía, etc.) o no intencionado (abandono de actividades tradicionales en el monte, aumento de usos recreativos en áreas forestales, crecimiento de áreas urbanas, etc.) (Martínez *et al.*, 2009; Syphard *et al.*, 2007).

Explicar el patrón espacial de los incendios forestales es fundamental para el estudio de sus efectos en el medio natural, así como para comprender mejor su comportamiento. Mediante el análisis espacial de la ocurrencia de los incendios forestales se pueden determinar los daños provocados por el fuego en la vegetación y el paisaje, así como la relación de los incendios forestales con la topografía, los parámetros climáticos, la actividad humana o cualquier otra variable involucrada en su ocurrencia (Díaz-Delgado *et al.*, 2004), que facilitará la actuación frente a los incendios forestales y mejorará las medidas de restauración. Para llevar a cabo este análisis es fundamental contar con una buena cartografía de área quemada.

En España, se han realizado diversos estudios sobre la distribución espacial de los incendios a escala local o regional, utilizando como base la cartografía de los incendios forestales (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Vázquez y Moreno, 2001). A nivel nacional, al no contar con este tipo de cartografía, se han estudiado los regímenes de los incendios forestales a partir de las cuadrículas 10x10km de la Base de Datos de Estadística General de Incendios Forestales – BDEGIF- (Vázquez, 1996). Estos estudios tienen el inconveniente de no contar con información espacial precisa de los incendios forestales, por lo que la asignación de las variables biofísicas y humanas que caracterizan este fenómeno son aproximaciones. En otros países, como Canadá, cuentan con una base cartográfica de incendios forestales muy extensa en el tiempo (desde 1959), que se ha utilizado, entre otros objetivos, para describir las características espaciales de esos incendios (Parisien *et al.*, 2006).

Para analizar algunas de las características biofísicas de la superficie quemada, el presente trabajo utiliza la cartografía de incendios forestales mayores de 25 ha de la España Peninsular en el período 1991-2005, generada en el proyecto “Elaboración y suministro de información relativa a la evaluación de las consecuencias de los incendios forestales” realizado por el Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá para la Dirección General de la Biodiversidad. En este proyecto, además, se recopiló la cartografía disponible a nivel nacional sobre diversas variables del medio físico: ocupación del suelo, climáticas y topográficas, principalmente. Debido a los objetivos, la escala de trabajo y el tiempo disponible, solo se obtuvieron algunas variables de carácter antropogénico (vías de comunicación y núcleos de población, principalmente), por lo que dada su pequeña

representatividad en el conjunto de la causalidad de origen humano, no se han utilizado en el presente estudio, quedando éste circunscrito a la variables biofísicas.

2. Objetivos

La disponibilidad de una cartografía de incendios forestales a nivel nacional posibilita el análisis de la incidencia espacial de los factores que determinan este fenómeno. Estudios previos señalan diversas variables del medio físico y humano, que condicionan el inicio y/o propagación del fuego, claves para explicar la incidencia histórica de los incendios forestales. Por las razones comentadas previamente, este trabajo se centra exclusivamente en el análisis de las variables de carácter físico. Atendiendo al medio físico, la extensión de la superficie quemada se ve favorecida por las condiciones de diversos factores naturales, tales como la disponibilidad de combustible, la temperatura, la precipitación, el viento y la pendiente del terreno. En este trabajo se quiere describir la superficie quemada en relación a algunas de esas variables biofísicas, siendo el objetivo principal del mismo el análisis de la distribución de algunas de estas variables en la superficie quemada en la España peninsular durante el período 1991-2005 para determinar los posibles patrones espaciales de este fenómeno.

3. Fuentes

3.1. Cartografía de incendios

La información base es la cartografía de áreas quemadas de la España peninsular para el período 1991-2005 obtenida a partir del análisis visual de imágenes de satélite, que denominaremos Base de Datos de Área Quemada - BDAQ - (Verdú y Salas, 2010) (figura 1). Esta cartografía recoge 1.004.502 ha de superficie quemada en un total de 3337 incendios mayores de 25 ha, de las que 850.168 ha afectaron a superficie forestal (84,6%). La distribución de estos incendios en función de su tamaño aparece en la tabla 1. Para su generación se utilizaron mosaicos de imágenes LANDSAT (1991, 1995, 1999 y 2000) y SPOT (2005), realizando un análisis visual mediante la comparación de dos fechas sucesivas (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005). La eficacia de este producto se contrastó con los datos de la Base de Datos de Estadística General de Incendios Forestales de la Dirección General de la Biodiversidad, obteniendo una correlación del 73% entre ambos documentos.

Tabla II. 1. Distribución de la BDAQ por tamaño del incendio.

Tamaño	Nº IF	BDAQ (ha)
25-100	2034	104950
100-250	753	116405
250-500	283	99194
500-1000	143	98305
1000-5000	105	221684
>5000	19	363964
Total	3337	1004502

3.2. Variables biofísicas relacionadas con la superficie quemada

Para la selección de las variables biofísicas descriptivas y/o explicativas de los incendios forestales se han considerado todas aquellas variables disponibles que condicionan su inicio y/o propagación. Estas variables se agrupan en tres grandes factores: clima, relieve y vegetación (combustible).

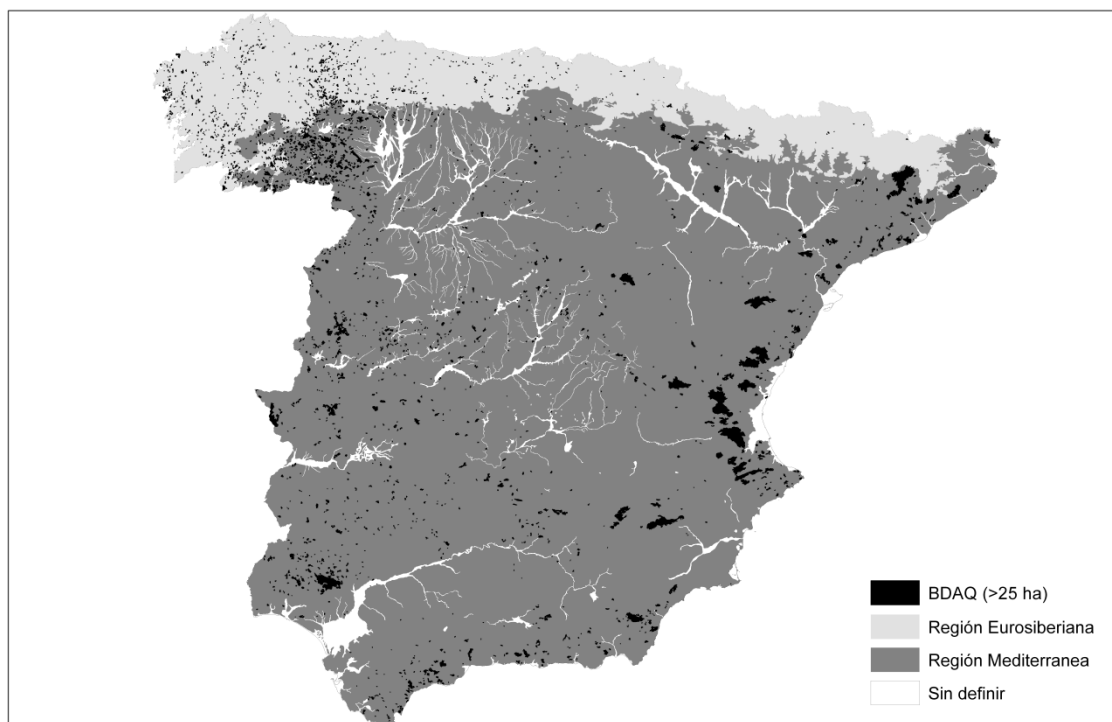
Las variables climáticas se han obtenido del Atlas climático de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005) con una resolución espacial de 200 m. El atlas incluye 13 mapas por variable (12 mensuales y el anual) a partir de una serie histórica entre 15 y 50 años. A partir de esta información se han obtenido las siguientes variables: precipitación media, temperatura media, temperatura máxima y radiación solar, todas ellas con carácter anual y para cada una de las estaciones del año. En total se generaron 20 mapas.

Las variables topográficas se han generado a partir del modelo digital del terreno 1:25.000 del Instituto Geográfico Nacional. Se trata de un modelo con un paso de malla de 25 metros. Se han seleccionado las variables más relacionadas con los incendios forestales: altitud, pendiente y orientación.

La ocupación del suelo se incluyó a partir de los mapas CORINE-Land Cover de los años 1990 y 2000. Dado el elevado número de categorías presentes en los documentos originales, estos mapas han sido simplificados en 11 clases temáticas mediante la reclasificación de las categorías originales: superficies artificiales, cultivos de secano, otras zonas cultivadas, dehesas, frondosas, coníferas, bosques mixtos, matorral, pastizales, espacios de vegetación escasa y otros usos.

También se ha incluido en el estudio el mapa de las series de vegetación de Rivas-Martínez (1987), que sintetiza las características del clima y de la vegetación potencial de España. En esta cartografía, escala 1:400.000, la Península Ibérica se distribuye en dos regiones biogeográficas, la mediterránea y la eurosiberiana (figura 1). Para este estudio, de la primera se utilizaran los pisos termo, meso, supra y oromediterráneo, y de la segunda, los pisos colino y montano. Los pisos restantes no se utilizaron por ocupar extensiones muy reducidas.

Figura II. 1. Mapa de la distribución de la BDAQ por regiones biogeográficas.



Todas las variables utilizadas se registraron en un mismo sistema de referencia, el European Datum ED 1950 30N. Para eliminar posibles redundancias y seleccionar aquellas variables realmente relacionadas con la incidencia de los incendios forestales, se aplicaron criterios de colinealidad y coeficientes de correlación a las variables cuantitativas, quedando seleccionadas las siguientes variables: la pendiente, la altitud, la precipitación de invierno (PI) y la temperatura media de las máximas de verano (Tmax Verano). En el caso de las variables categóricas se emplearon tanto los pisos bioclimáticos como las clases de ocupación del suelo.

4. Metodología

4.1. Tabulación cruzada

Este trabajo se centra en la tabulación cruzada del mapa de incendios forestales con las variables seleccionadas, para obtener la distribución de estas variables en la superficie quemada, determinando las combinaciones más frecuentes y señalando posibles patrones espaciales.

En primer lugar, se ha realizado la tabulación cruzada del mapa de incendios forestales con cada una de las variables seleccionadas, clasificadas por quintiles las variables cuantitativas y por categorías las cualitativas. Mediante estas tabulaciones se obtiene el porcentaje de área quemada que se encuentra en cada una de las categorías en las que se dividen las distintas variables. Estos porcentajes se comparan con la distribución de esa variable en el conjunto del territorio, observando si el porcentaje de lo quemado difiere del porcentaje del conjunto. Además, se ha utilizado el estadístico ji-cuadrado (χ^2) para comprobar si la distribución de la superficie quemada en las diversas categorías de las variables explicativas difiere de la distribución de estas categorías en el conjunto del territorio, es decir, si el área quemada observada se comporta de acuerdo a lo esperado. Si el valor del χ^2 es superior al valor crítico, calculado para un determinado número de grados de libertad (4 para variables cuantitativas y 10 para las categóricas) y al 99% de confianza, se asume que la distribución de área quemada en los rangos utilizados de una variable determinada es significativamente distinta a la distribución esperada (área susceptible de quemarse) y, por tanto, dicha variable tiene una clara relación con los incendios forestales.

En segundo lugar, se realizó una tabulación cruzada por combinación de variables. Dado el elevado número de variables de entrada, se seleccionaron las correspondientes al clima (temperatura y precipitación) y la ocupación del suelo (adaptación de Westerling (2008)). El objetivo era analizar el efecto conjunto de temperatura, precipitación y ocupación del suelo en la superficie quemada. Para ello, se utilizó el siguiente proceso:

1. Con la función combine de ArcGIS (Esri, 2009) se obtienen las posibles combinaciones de las dos variables climáticas divididas en quintiles; esto es, 25 posibles combinaciones.
2. Mediante tabulación cruzada se obtiene la cantidad de área que aparece en cada una de esas combinaciones para cada una de las categorías del mapa de ocupación del suelo

(solo clases forestales, esto es, dehesas, frondosas, coníferas, bosques mixtos, pastizales y espacios de vegetación escasa). Esta operación se realiza para la superficie quemada y para el conjunto del territorio.

3. Representación gráfica de los resultados y comparación de la distribución del área quemada con respecto al total.

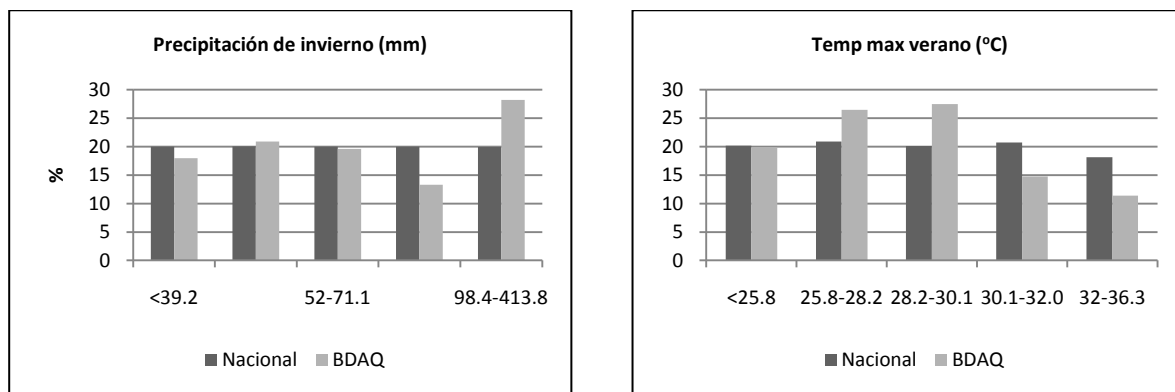
5. Resultados

5.1. Tabulaciones cruzadas simples

5.1.1. Variables cuantitativas

En líneas generales, la superficie quemada no muestra una tendencia definida en su distribución en función de la precipitación de invierno, aunque refleja una ligera concentración en el último rango de ésta (precipitación superior a 98,4 mm) (figura 2). En éste se concentra el 28,2% de la superficie quemada, frente al 20% que supone este rango en el conjunto del territorio, lo que supone un valor observado mayor al esperado.

Figura II. 2. Precipitación invierno y Temperatura máxima de verano.



El caso contrario se produce en el cuarto quintil (71,1-98,4 mm), donde la superficie quemada supone el 13,3%, frente al 20% del conjunto del territorio. Los tres primeros quintiles se comportan de manera similar entre sí y con respecto a la superficie total (en torno al 20%). El valor del estadístico χ^2 está por debajo del valor crítico (tabla 2), por lo que esta variable no muestra una clara relación con los incendios.

Este resultado contrasta con el valor del coeficiente de Spearman (-0.51) entre estas dos variables, el mayor de todas las variables cuantitativas, por lo que la falta de relación en este

caso se debe a la división en quintiles utilizada en el estudio. El valor del coeficiente de Spearman pone de manifiesto una relación inversa entre las dos variables, de manera que a mayor precipitación menor superficie quemada. Esta relación, que no se evidencia en la división en quintiles, es muy clara si se divide el último quintil en un mayor número de rangos.

En relación a la temperatura máxima de verano (coeficiente de Spearman, 0.31), la superficie quemada muestra una tendencia creciente hasta el quintil 3º (incremento al aumentar la temperatura), cuya temperatura máxima es 30 °C, y una disminución a partir de éste (descenso al aumentar la temperatura). Se observa una concentración en los quintiles 2º y 3º, donde se registra el 53,8% de la superficie quemada, frente al 41% que suponen estos rangos en el conjunto del territorio, con una clara diferencia entre valor observado y esperado (figura 2). Los últimos rangos, quintiles 4º y 5º, muestran la tendencia contraria, registrando el 26,1% de la superficie quemada, frente al 38,8% del conjunto del territorio. El valor del estadístico χ^2 (tabla 2) está por encima del valor crítico, reflejo de una clara relación entre ambas variables.

Tabla II. 2. Estadístico χ^2 , (df=4), para variables cuantitativas

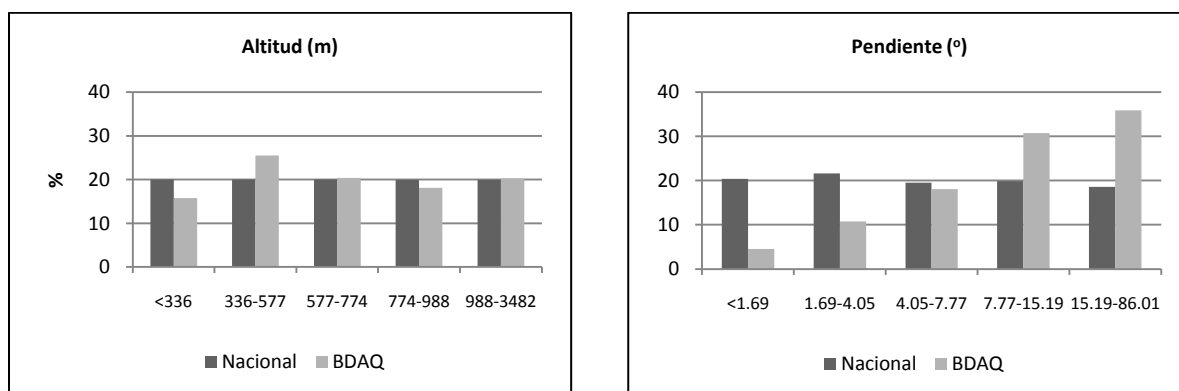
Variable	χ^2	P<0,1	Valor crítico (99,9% de confianza)
Temp máx de verano	8,3	0,079	7,779
Pendiente	39,9	0,000	
Altitud	2,6	0,622	
Precipitación de invierno	5,9	0,204	

La superficie quemada no muestra una tendencia definida en su distribución en función de la altitud (coeficiente de Spearman, -0.17), aunque refleja una ligera concentración en el segundo quintil (336-577 m) (figura 3). En éste se concentra el 25,5% de la superficie quemada, frente al 20% que supone este rango en el conjunto del territorio, lo que supone un valor observado mayor al esperado. El caso contrario se produce en el primer quintil (< 336 m), donde la superficie quemada supone el 15,8%, frente al 20% del conjunto del territorio. Los tres últimos quintiles se comportan de manera similar entre sí y con respecto a la superficie total (en torno al 20%). El valor del estadístico χ^2 está por debajo del valor crítico (tabla 2).

Como en el caso de la precipitación, la división en quintiles para la altitud no ofrece una relación entre estas variables, que podría quedar reflejada con el uso de otros rangos. Atendiendo a rangos más relacionados con la ocupación del suelo, en los sectores de menor altitud (< 400 m), ocupados principalmente por cultivos, se registra una proporción de superficie quemada inferior a la que suponen estos sectores en el conjunto del territorio; entre 400 y 1000 m de altitud, la proporción de superficie quemada es superior a la del conjunto del territorio, y en los sectores de más de 1500 m de altitud la proporción de área quemada vuelve a ser inferior, ya que a partir de esta cota las coníferas y el matorral, formaciones más afectadas por los incendios, tienden a desaparecer paulatinamente a medida que aumenta la altitud.

La superficie quemada muestra una tendencia a aumentar con el incremento de la pendiente (coeficiente de Spearman es 0.15) (figura 3). En los primeros quintiles (pendientes inferiores a 4º) la superficie quemada es inferior a la que cabría esperar (16% frente a 42%), en el quintil 3º el valor observado y el esperado son similares y en los quintiles 4º y 5º (pendientes superiores a 7,7º) se registra una superficie quemada muy superior a la esperada (66,6% frente a 38,6%). El valor del estadístico χ^2 (tabla 2) está por encima del valor crítico, por lo que esta variable tiene una clara relación con la ocurrencia de incendios. Esta variable obtuvo el valor más elevado de este estadístico, lo que pone de manifiesto su importancia en la ocurrencia de incendios.

Figura II. 3. Altitud y Pendiente.



Considerando el conjunto de variables cuantitativas, se observa que la superficie quemada aparece principalmente en zonas con temperatura máxima de verano entre 25,8 y

30,1°C (el 54%), con precipitación de invierno entre 52 y 413 mm (el 62%), en sectores entre 336 y 774 m de altitud (62%), y con pendientes por encima de 7º (67%). De estas 4 variables, sólo la temperatura de verano y la pendiente obtuvieron un valor del estadístico χ^2 superior al valor crítico (tabla 2), lo que significa que la distribución de área quemada en los rangos utilizados es significativamente distinta a la distribución esperada (área susceptible de quemarse) y, por tanto, claramente relacionada con la incidencia de incendios forestales.

5.1.2. Variables categóricas

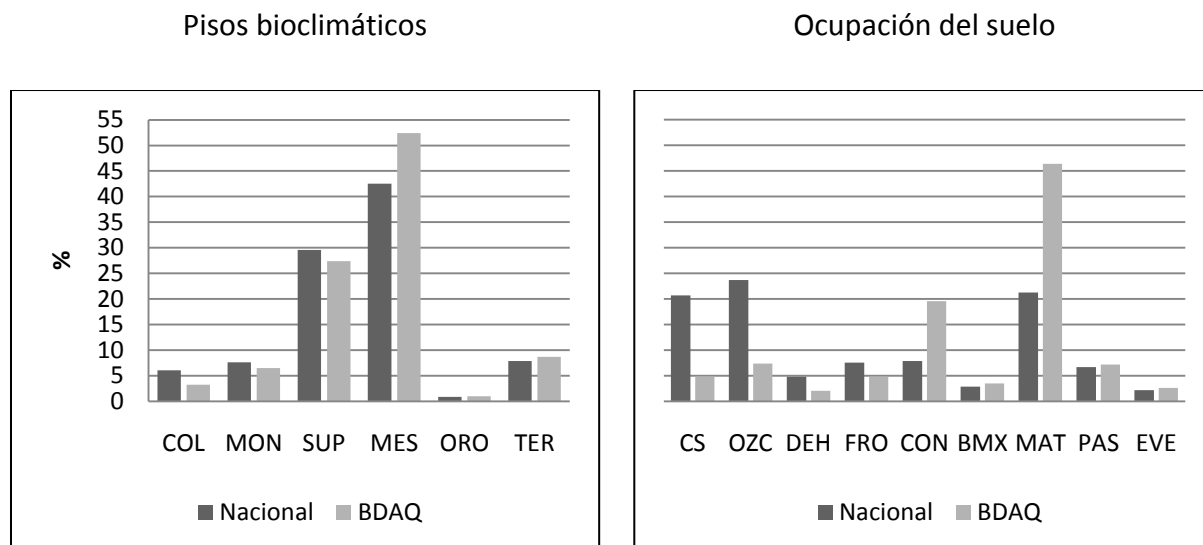
En el caso de las regiones bioclimáticas, se observa que la superficie quemada se concentra en las regiones mediterráneas (89,6%), especialmente en los pisos supra y mesomediterráneo, si bien éstas suponen el 81% del conjunto del territorio. En las regiones eurosiberianas (pisos colino y montano) se registra el 10% de la superficie quemada, porcentaje algo inferior al que suponen estas regiones en el conjunto nacional (14%). En la región mediterránea, todos los pisos registran un porcentaje superior de área quemada que la que detentan en el conjunto del territorio, a excepción del supramediterráneo. En esta región destaca el piso mesomediterráneo, donde se registra el 52% de la superficie quemada, pese a que sólo supone el 42% del conjunto del territorio. El valor del estadístico χ^2 está por debajo del valor crítico (tabla 3), por lo que esta variable no muestra una clara relación con la dinámica de los incendios.

Tabla II. 3. Estadístico χ^2 , (df=10), para variables categóricas.

Variable	χ^2	P<0,1	Valor critico (99% de confianza)
Ocupación de suelo (CLC)	74.3	0.000	15,99
Pisos Bioclimáticos (PB)	8.2	0.609	

En el caso de la ocupación del suelo (figura 4), el 86% de la superficie quemada se produce en zonas forestales y el 12,2% en zonas de cultivos. La superficie forestal supone el 53% del territorio nacional. En las zonas forestales, todas las clases registran un porcentaje superior de área quemada que la que detentan en el conjunto del territorio, a excepción del bosque mixto y de las dehesas. En este sector destacan el matorral, donde se registra el 46,3% de la superficie quemada, pese a que sólo supone el 21,2% del conjunto del territorio, y las coníferas, con 19,5% y 7,9%, respectivamente. El valor del estadístico χ^2 es superior al valor crítico (tabla 3), lo que pone de manifiesto la estrecha relación entre estas variables.

Figura II. 4. Distribución de la BDAQ (%) por pisos bioclimáticos y ocupación del suelo.

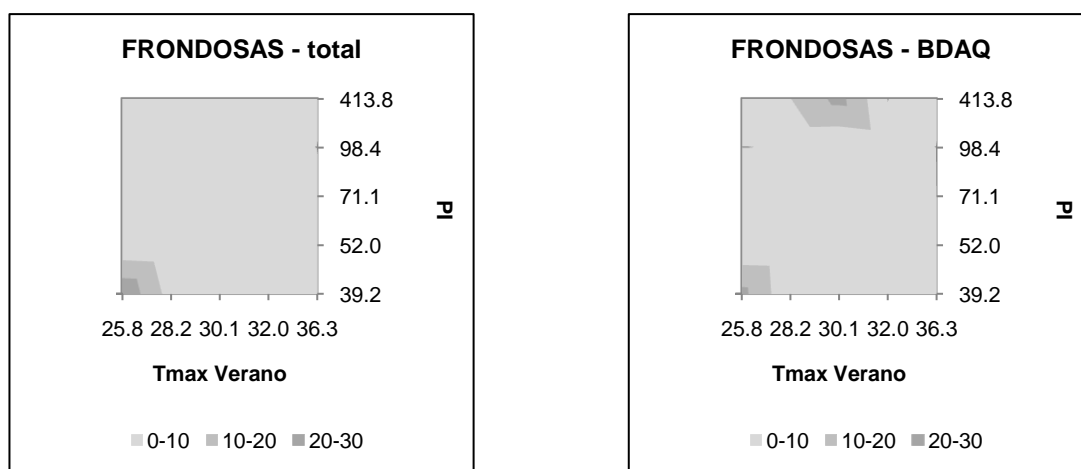


5.2. Tabulaciones cruzadas combinadas

Atendiendo al espacio bidimensional creado por la combinación de la temperatura máxima de verano y la precipitación de invierno, en el conjunto del territorio, las frondosas se extienden de manera homogénea por todas las categorías, con una pequeña concentración en el sector de los valores mínimos de temperatura y precipitación –primer quintil- (figura 5).

Esta distribución tan homogénea está relacionada con la gran diversidad de especies que componen esta categoría, que engloba perennifolias y quejigales, junto a caducifolias y rebollares. La concentración que aparece en el primer quintil se corresponde principalmente con perennifolias esclerófilas y quejigales, principalmente localizadas en el Norte de Cataluña, Noroeste de Valencia y, en menor medida, en la Rioja. En el caso del área quemada, también aparece una concentración en ese primer quintil, que se corresponde con la mayor presencia de esta formación, pero destaca especialmente la superficie quemada de frondosas en sectores con valores altos de precipitación y valores medios de temperatura, en una proporción muy superior a la que representa esta formación en esos sectores. En este caso se trata también de especies perennifolias esclerófilas y quejigales, principalmente localizadas en la provincia de Cádiz.

Figura II. 5. Distribución de las frondosas en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).



La distribución del bosque mixto con respecto a las variables climáticas es muy similar a la de las frondosas, homogénea para todas las categorías, con una pequeña concentración en el sector de los valores mínimos de temperatura y precipitación (figura 6), que se ubica en las mismas regiones que las frondosas. En cuanto al área quemada, presenta esa misma distribución, con la excepción de un pequeño sector de baja precipitación y temperatura media donde la proporción de superficie quemada de bosque mixto es algo superior a la de esta formación en ese sector, localizada espacialmente en la parte más septentrional de la provincia de Murcia. En líneas generales, la proporción de superficie quemada de bosque mixto es similar a la que representa esta categoría en el conjunto territorial.

El caso del pastizal es muy similar a los dos anteriores, con una distribución homogénea para todas las categorías y una pequeña concentración en el sector de los valores mínimos de temperatura y precipitación (figura 7), localizada principalmente en el Sur de Aragón y Norte de Cataluña. En cuanto al área quemada, presenta esa misma distribución, por lo que la proporción de superficie quemada de pastizal es similar a la que representa esta categoría en todas las condiciones climáticas.

Figura II. 6. Distribución de los bosques mixtos en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).

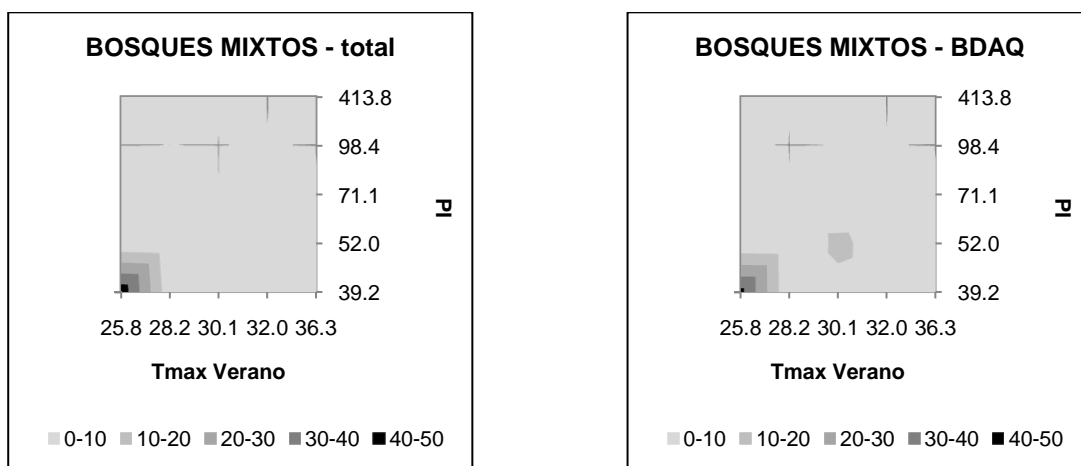
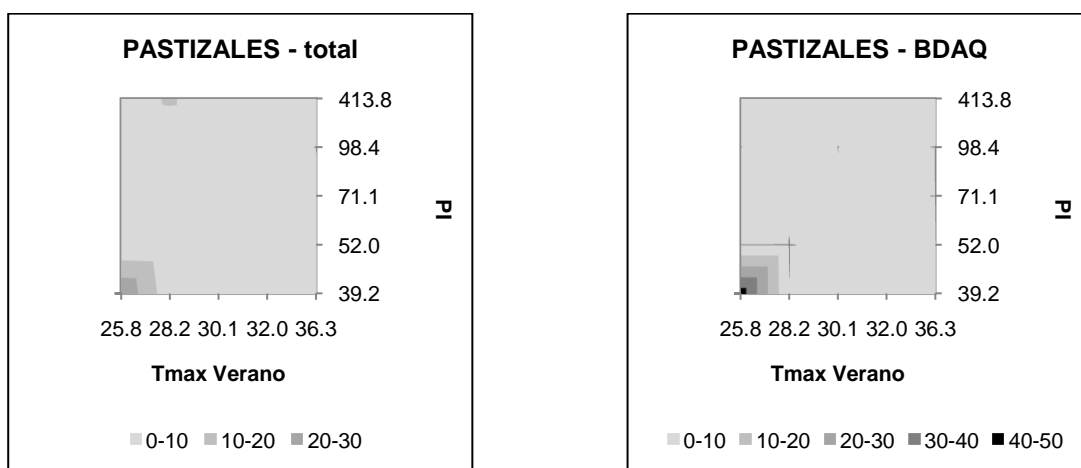
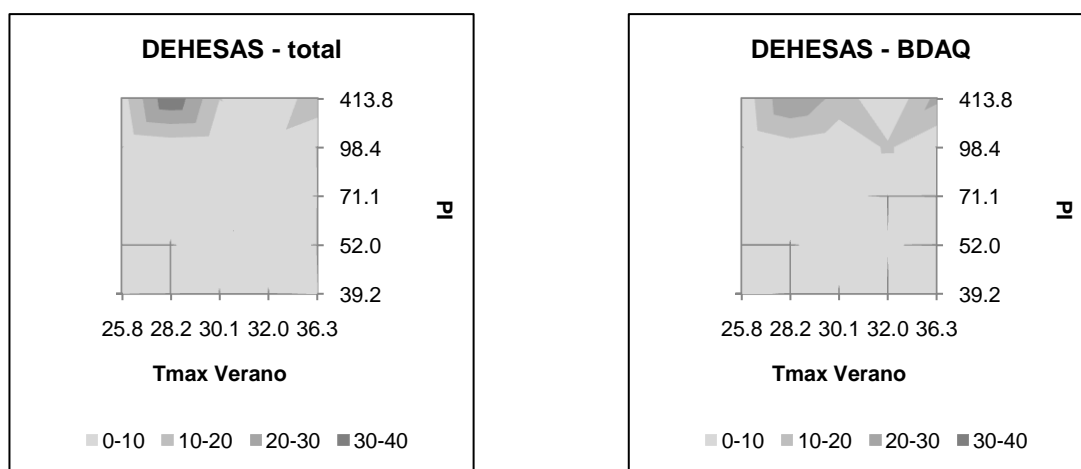


Figura II. 7. Distribución de los pastizales en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).



Las dehesas se extienden de manera homogénea por todos los rangos climáticos, con una pequeña concentración en torno al sector de valores altos de precipitación, tanto con valores bajos/medios como altos de temperatura (figura 8). Estos sectores se ubican, principalmente, en los sectores de Zamora, Salamanca y Cádiz. En cuanto al área quemada, presenta esa misma distribución, es decir, se produce en las mismas condiciones climáticas que el conjunto de las dehesas, aunque la proporción de superficie quemada en el primer quintil es muy superior, pudiendo llegar a duplicar, a la que representa esta categoría en ese sector.

Figura II. 8. Distribución de las dehesas en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).



Las coníferas se concentran principalmente en el cuadrante de medias a altas temperaturas de verano y bajas a medias precipitaciones de invierno, localizado principalmente en Castilla-La Mancha, Este de Andalucía y sector central de Valencia, aunque también aparece una pequeña concentración en el primer quintil -bajas temperaturas y precipitaciones- (figura 9), ubicado en el sur de Aragón y Norte de Cataluña.

En el área quemada se observa una tendencia similar en el primer sector, aunque la proporción de superficie quemada es muy superior, pudiendo llegar a duplicar, a la que representa esta categoría en dicho sector. Sin embargo, la distribución del área quemada no refleja la concentración que aparece en la distribución global de esta categoría en el primer quintil. Por tanto, se observa claramente una mayor ocurrencia de incendios en las formaciones de coníferas que se ubican en regiones con mayores temperaturas. En este sector de mayor temperatura, también se observa una mayor proporción de incendios en los sectores de menor precipitación.

Los matorrales se concentran principalmente en sectores de precipitaciones de invierno bajas a medias, destacando un sector con temperaturas bajas, que se ubica principalmente en el Noreste de Castilla-León, Sur de Aragón, Norte de la Comunidad Valenciana y Cataluña, y otro con temperaturas medias a altas, localizado, principalmente, en el Oeste de Castilla-La Mancha, Sur de Extremadura y Comunidad Valenciana. También existe un sector en el que se combinan altas precipitaciones con temperaturas bajas a medias (figura 10), localizado en la cornisa Cantábrica.

Figura II. 9. Distribución de las coníferas en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).

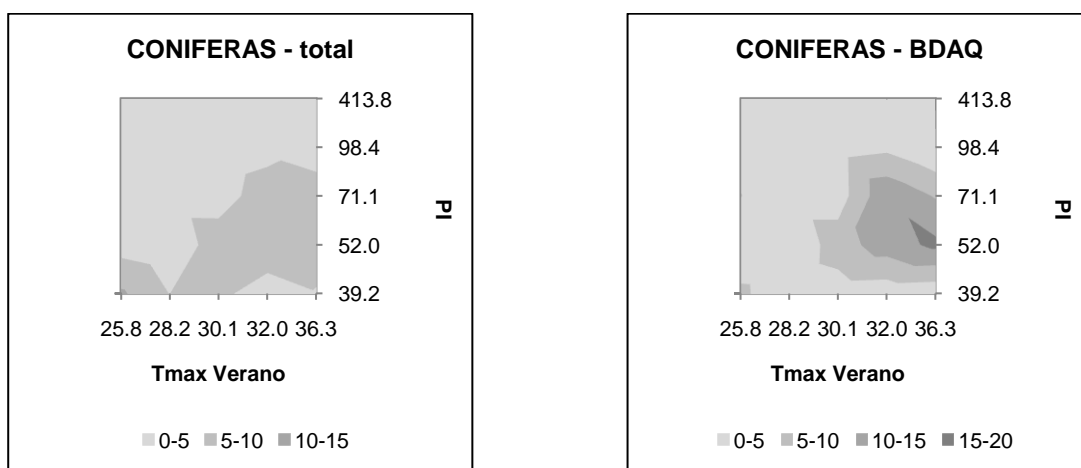
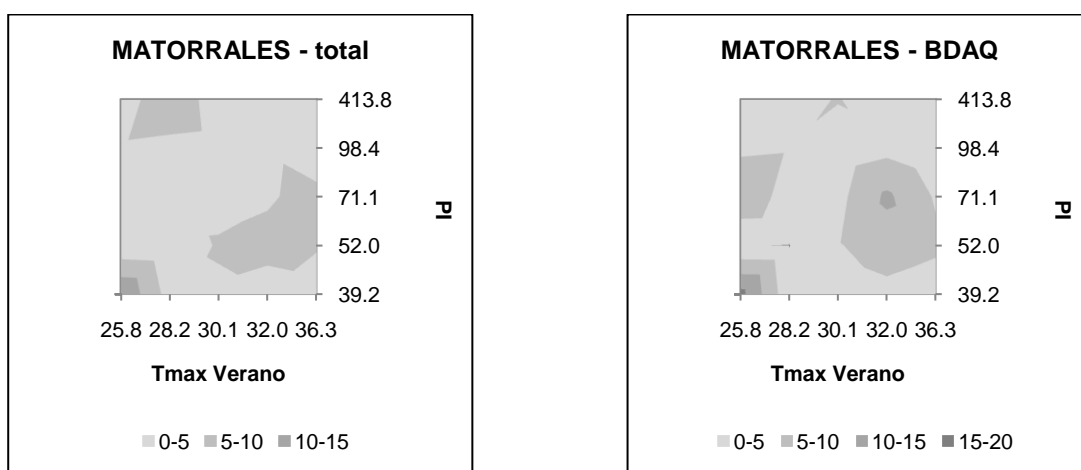


Figura II. 10. Distribución de los matorrales en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).



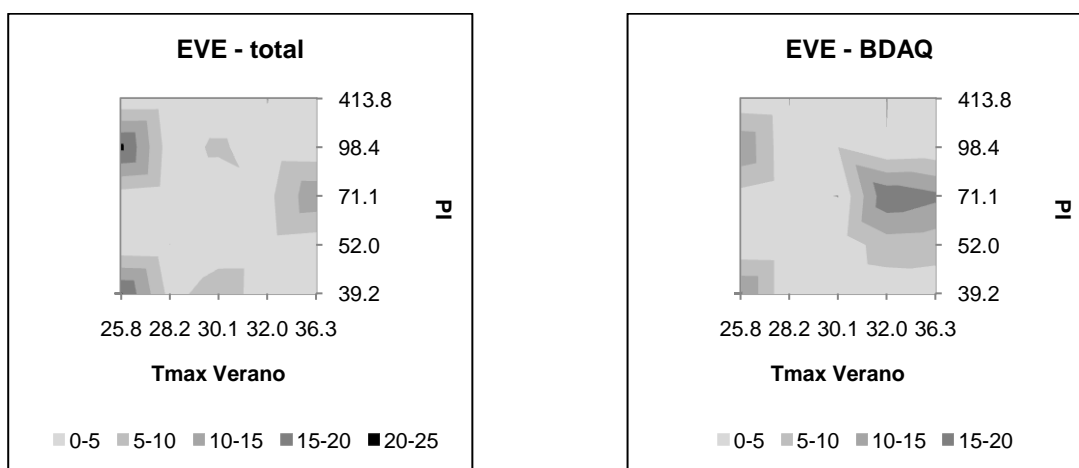
Esta distribución está relacionada con la gran diversidad de especies que componen esta categoría. La concentración que aparece en el primer quintil se corresponde, principalmente, con matorrales boscosos de transición; en el sector de altas temperaturas destacan matorrales subarborescentes o arbustivos muy poco densos y en el sector de altas precipitaciones destacan las landas y matorrales oceánicos y el matorral boscoso de transición.

En el caso del área quemada, aparecen las concentraciones en los sectores de precipitaciones bajas a medias, pero no la del sector de altas precipitaciones. Este último sector, que se localiza en la cornisa Cantábrica, muestra una proporción de área quemada de matorral menor a la que detenta esta formación en dicho sector. El sector de bajas precipitaciones y temperaturas muestra un comportamiento similar entre ambas superficies (matorral y matorral quemado); sin embargo, en el sector de precipitaciones bajas a medias

y temperaturas medias a altas, con predominio de matorrales subarborescentes o arbustivos muy poco densos, la superficie quemada de matorral aumenta considerablemente con respecto a la que representa esta categoría en ese sector, especialmente localizada en la Comunidad Valenciana. En general, en estos sectores de bajas/medias precipitaciones se observa una mayor ocurrencia de incendios en las formaciones de matorral que se ubican en regiones con mayores temperaturas. Por último, en la distribución de la superficie quemada aparece un sector con temperaturas bajas y precipitaciones medias, que no aparecía en la distribución global del matorral, que se corresponde con grandes formaciones de matorral denso o medianamente denso y matorral boscoso de transición. En este caso, se observa una proporción de superficie quemada de matorral superior a la que representa esta categoría en ese sector, localizada en regiones del Nordeste de Cataluña, Valencia, Álava, Burgos y León.

Los espacios de vegetación escasa se corresponden en su mayoría con zonas de matorral bajo ralo tanto en los Pirineos como en la Subbética, en zonas por encima de los 1000 m. Estos espacios se concentran principalmente en tres sectores, dos de ellos registran temperaturas bajas, uno con precipitaciones bajas y otro con precipitaciones medias altas, y el tercero temperaturas altas y precipitaciones bajas/medias (figura 11). Como en el caso de los matorrales, esta distribución está relacionada con la diversidad de espacios que componen esta categoría. En cuanto a la distribución del área quemada, se observa una tendencia similar en estos tres sectores, aunque la proporción de superficie quemada es muy superior en el sector de altas temperaturas e inferior en los sectores de baja temperatura a la que representa esta categoría en estos sectores. Como en las categorías anteriores, coníferas y matorral, se observa una mayor proporción de incendios en los sectores de mayor temperatura y menor precipitación.

Figura II. 11. Distribución de los espacios de vegetación escasa en relación con la precipitación de invierno (PI) y la temperatura máxima de verano (Tmax verano).



6. Discusión de los resultados

De las variables utilizadas en el análisis, en función del estadístico χ^2 , sólo la temperatura de verano, la pendiente y la ocupación del suelo aparecen como explicativas de la distribución de la superficie quemada, considerando la división en quintiles utilizada. La precipitación de invierno, la altitud y los pisos bioclimáticos no ofrecen valores significativos.

En líneas generales, la temperatura de verano muestra una relación directa con la superficie quemada, con mayor proporción de ésta en los rangos de mayor temperatura, excepto para el rango de temperaturas más altas. Esta relación es acorde a la obtenida en estudios realizados en varias regiones de Estados Unidos y Canadá (Flannigan y Harrington, 1988; Swetnam, 1993; Westerling *et al.*, 2003; Westerling y Bryant, 2008; Westerling *et al.*, 2006), donde se obtuvieron correlaciones positivas entre área quemada y temperatura de verano. Este comportamiento se asocia a la desecación del combustible, que favorece tanto el inicio como la propagación del incendio y, por tanto, la superficie total quemada.

En el caso de la precipitación de invierno, los resultados obtenidos no son coherentes con los obtenidos por otros autores, que si encontraron una correlación consistente, de signo negativo, entre esta variable y el área quemada (Flannigan y Harrington, 1988; Swetnam, 1993). En nuestro caso, hay que considerar que el resultado obtenido se debe a la división en quintiles utilizada en el estudio, ya que la correlación entre ambas variables sin la división en rangos ofrece un valor de -0,66, acorde al de los estudios anteriormente citados. Por otra parte, algunos estudios han encontrado correlaciones de signo contrario, siendo mayor la

superficie quemada cuanto mayor es la precipitación de invierno-primavera, ya que ésta contribuye al desarrollo de la vegetación y determina mayor cantidad de combustible disponible para el incendio (Westerling *et al.*, 2003; Westerling *et al.*, 2006). Esta última tendencia podría ser la causa de que en el último quintil de la precipitación de invierno se registre el 28,2% de la superficie quemada pese a que este rango de precipitación sólo suponga el 19,9% del territorio.

La pendiente muestra una relación directa con la superficie quemada, siendo mayor la proporción de área quemada en las zonas de mayor pendiente. Este dato está relacionado con varios factores, entre los que destacan, la ocupación por cultivos de las zonas más planas y que la pendiente favorece la propagación del incendio y dificulta su extinción. Otros estudios muestran resultados similares a los aquí obtenidos para zonas de montaña de la región mediterránea (Lozano *et al.*, 2008).

La altitud no ha mostrado una relación clara con la superficie quemada, si bien hay que reconocer su repercusión en los incendios forestales, ya que ésta condiciona otras variables que si la tienen, como las climáticas o las de ocupación del suelo. Este último hecho explica que en el primer quintil de la altitud se registre el 15,7% de la superficie quemada pese a que este rango de altitud supone el 20,1% del territorio, ya que en estas zonas predominan los cultivos. En el caso de cubiertas forestales, en los pisos altitudinales inferiores las condiciones secas y cálidas pueden afectar sobremanera a los combustibles más finos, como pastizales y algunos tipos de matorrales, favoreciendo los incendios forestales. Esta relación ha sido puesta de manifiesto en un estudio realizado en la costa Oeste de EEUU (Westerling, 2008).

La ocupación del suelo muestra una clara influencia sobre la distribución de la superficie quemada. Los matorrales y las coníferas son las categorías que más superficie quemada presentan para toda la España peninsular, el 66%, pese a que estas categorías suponen el 29% del territorio. Este dato coincide con el obtenido en otros estudios de la Península Ibérica, donde el matorral es la especie vegetal más afectada (Icona, 1996; Lloret *et al.*, 2002), seguida de las coníferas (Pausas *et al.*, 2008). También es consistente con lo que sucede en el resto de los países mediterráneos del sur de Europa (Sebastián-López *et al.*,

2008). El caso opuesto lo presentan las categorías de cultivo, que suponen el 44% del territorio, pero sólo registran el 12% de la superficie quemada.

Los pisos bioclimáticos no han mostrado relaciones significativas con la superficie quemada. No obstante, parece mostrarse una ligera diferencia entre las regiones más frías y húmedas (pisos colino, montano y supramediterráneo), con proporciones de área quemada inferiores a las que estas regiones representan en el conjunto del territorio, y las regiones más cálidas y secas (termo y mesomediterráneo), donde la proporción de área quemada es superior a la del conjunto del territorio. Como en el caso de la altitud, aunque no se haya obtenido una relación clara con la superficie quemada, hay que tener en cuenta el interés de esta variable en los incendios forestales, ya que engloba variables que si la tienen, como las climáticas o las de ocupación del suelo.

La temperatura y la precipitación determinan la distribución espacial de las formaciones vegetales. Estas variables, junto a la duración de la estación seca, son las utilizadas para la clasificación de los bosques mediterráneos desarrollada por la FAO (M'hirit, 1999). Además, temperatura y precipitación condicionan la disponibilidad e inflamabilidad de los combustibles en el ecosistema. La vegetación presente en un lugar determinado se rige por la disponibilidad de humedad, que es una función de la precipitación (a través de su efecto sobre el suministro de agua) y la temperatura (a través de su efecto sobre la evaporación de agua), de manera que la distribución espacial de la vegetación y de la ocurrencia de incendios está estrechamente relacionada con estas variables climáticas (Westerling, 2008).

En función de las categorías de ocupación del suelo utilizadas en este estudio, la temperatura aparece como un factor más determinante que la precipitación, con una mayor proporción de frondosas, bosques mixtos y pastizales en los sectores de temperatura más baja, en tanto que los matorrales y las coníferas lo hacen en los de valores más elevados. Atendiendo a la combinación de las variables climáticas y las categorías de ocupación del suelo, se observa, en líneas generales, una mayor proporción de superficie quemada de las diversas formaciones en los sectores de mayor temperatura y menor precipitación, aunque con algunas matizaciones dependiendo de la categoría. Este dato apunta a que posibles aumentos de temperatura podrían suponer un aumento de la superficie quemada, tal como señalan algunos autores (Piñol *et al.*, 1998).

Las tres formaciones que mejor responden a ese patrón son las coníferas, el matorral y los espacios de vegetación escasa. En los tres casos es evidente un aumento de la proporción de área quemada con respecto a la proporción que detenta la formación en los sectores de mayor temperatura, en tanto que es menor en los de temperaturas más bajas. En el caso de las coníferas, en los sectores de altas temperaturas también se observa un aumento de la proporción de superficie quemada cuando las precipitaciones son menores, ya que las precipitaciones de invierno funcionan como un regulador de la humedad del suelo y por tanto es un controlador del crecimiento de estas formaciones (Swetnam y Betancourt, 1998) que repercute sobre manera en la mayor inflamabilidad de las coníferas en la temporada de incendios (Van Wagner, 1983). En el caso del matorral, la tendencia con respecto a la precipitación se invierte, mayor proporción de superficie quemada con valores más altos de precipitación. Esta tendencia se relaciona con el aumento de la carga de combustible disponible en la estación de incendios cuando la precipitación de invierno es mayor, lo que facilita la propagación y, por tanto, la extensión de los incendios, confirmando lo que otros autores han constatado en Portugal (Viegas, 1994) y en el Oeste de EE.UU. (Westerling, 2008). Los espacios de vegetación escasa también manifiestan este comportamiento, aunque en menor medida. Conviene tener en cuenta que estas tres formaciones son las más importantes en la ocurrencia de incendios forestales, ya que suponen el 68,5% de la superficie quemada, frente a un 31,3% de la superficie total.

Las cuatro formaciones restantes (frondosas, bosques mixtos, dehesas y pastizal), atendiendo a las variables climáticas, no muestran diferencias significativas entre la distribución de su superficie quemada y la de la categoría en conjunto. Por otra parte, cabe señalar que estas formaciones no son las más importantes en la ocurrencia de los incendios forestales, ya que suponen el 17,5% de la superficie quemada, frente a un 22% de la superficie total.

7. Conclusiones

Los análisis realizados muestran el grado de relación entre las variables biofísicas seleccionadas y la superficie quemada en la España Peninsular en el período 1991-2005, señalando aquellas en las que esta relación es estadísticamente significativa. Estas variables incluían diversos factores climáticos, topográficos y de ocupación del suelo, que condicionan

el inicio y/o propagación de los incendios forestales. Las variables con mayor relación han sido ocupación del suelo, pendiente y temperatura máxima de verano. Las categorías de ocupación del suelo más influyentes en la ocurrencia de los incendios forestales de la zona de estudio son matorral y coníferas, que son las formaciones vegetales más afectadas por este fenómeno.

Los resultados apuntan a que la proporción de superficie quemada aumenta con el aumento de la temperatura, especialmente en el matorral y las coníferas, en tanto que la precipitación tiene un comportamiento diferente según la formación vegetal, con una relación directa con las coníferas (menor contenido de humedad) e inversa con el matorral (mayor carga de combustible).

La tabulación cruzada, simple o para combinaciones de variables, es una técnica útil en el análisis de la distribución de determinadas variables en un fenómeno territorial determinado, en este caso, la caracterización de diversas variables biofísicas en los incendios forestales mayores de 25 ha ocurridos en la España Peninsular entre 1991 y 2005. En este estudio se han obtenido resultados interesantes, que pueden ser útiles para establecer patrones espaciales, que determinen la superficie susceptible de quemarse en una región, bajo unas determinadas premisas. Además, los resultados obtenidos mejoran nuestro conocimiento sobre la distribución espacial de los incendios forestales. Al contar con todas las variables de entrada espacializadas para todo el territorio, su aplicación es sencilla y, por tanto, operativa. Su efectividad dependerá de la actualización de las variables y de la modificación de los patrones espaciales en el tiempo.

El uso de la información obtenida mediante estas técnicas de análisis puede ser utilizado en los planes de defensa/prevención contra incendios forestales, ya que, en cierta medida, permite conocer la influencia de estas variables biofísicas en el desarrollo de este fenómeno.

8. Agradecimientos

Agradecemos a la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) la colaboración prestada para el uso de los datos.

9. Referencias

- Aguado, I. y Rodríguez y Silva, F. (2004): "El factor meteorológico en los incendios forestales". En Chuvieco, E., y Martín, P. (Ed.): *Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. Madrid, CSIC. Instituto de Economía y Geografía, pp. 190.
- Anderson, H. E. (1982): Aids to Determining Fuel Models For Estimating Fire Behavior. p. 28. USDA, Ogden (Utah).
- Badía-Perpinyà, A. y Pallares-Barbera, M. (2006): "Spatial distribution of ignitions in Mediterranean periurban and rural areas: the case of Catalonia". *International Journal of Wildland Fire*, 15, pp. 187-196.
- Broncano, M. J. y Retana, J. (2004): "Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin". *International Journal of Wildland Fire*, 13, pp. 209-216.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F. y Pons, X. (2004): "Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain". *Landscape Ecology*, 19, pp. 731-745.
- ESRI. (2009): ArcGIS 9.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA).
- Flannigan, M. D. y Harrington, J. B. (1988): "A Study of the Relation of Meteorological Variables to Monthly Provincial Area Burned by Wildfire in Canada (1953-1980)". *Journal of Applied Meteorology*, 27, 4, pp. 441-452.
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R. y Stocks, B. J. (2005): "Future Area Burned in Canada". *Climatic Change*, 72, 1, pp. 1-16.
- ICONA. (1996): Los incendios forestales en España durante el decenio 1986-1995. Ministerio del Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Johnson, E. A. (1992): *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*. Cambridge, United Kingdom., Cambridge University Press.
- Le Houerou, H. N. (1973): "Fire and vegetation in the Mediterranean basin". *Tall Timber Fire Ecology Conference*. Tallahassee, Florida (USA), pp. 237-255.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X. y Díaz-Delgado, R. (2002): "Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula". *Landscape Ecology*, 17, 8, pp. 745-759.
- Lozano, F. J., Suárez-Seoane, S., Kelly, M. y Luis, E. (2008): "A multi-scale approach for modelling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case

- study in a mountainous Mediterranean region". *Remote Sensing of Environment*, 112, 3, pp. 708-719.
- M'Hirit, O. (1999): "El bosque mediterráneo: espacio ecológico, riqueza económica y bien social". *Unasylva - Los Bosques del Mediterráneo - No 197*, 50, 2, pp. 1-10.
- Maingi, J. K. y Henry, M. C. (2007): "Factors influencing wildfire occurrence and distribution in eastern Kentucky, USA". *International Journal of Wildland Fire*, 16, 1, pp. 23-33.
- Martínez, J. y Martín, M. P. (2004): "Los incendios forestales en España. Análisis de incidencia y causalidad". En Chuvieco, E., y Martín, P. (Ed.): *Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. Madrid, CSIC. Instituto de Economía y Geografía, pp. 12-22.
- Martínez, J., Vega-García, C. y Chuvieco, E. (2009): "Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain". *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 1241-1252.
- Minnich, R. A. y Bahre, C. J. (1995): "Wildland fire and chaparral succession along the California-Baja California boundary". *International Journal of Wildland Fire*, 5, 1, pp. 13-24.
- Moreno, J. M. y Oechel, W. C. (1994): *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*, Springer-Verlag. Vol. 107.
- Mouillot, F., Ratte, J. P., Joffre, R., Moreno, J. M. y Rambal, S. (2003): "Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France)". *Landscape Ecology*, 18, pp. 665-674.
- Neary, D. G., Overby, S. T., Gottfried, G. J. y Perry, H. M. (1996): Nutrients in fire dominated ecosystems. pp. 107-117. General Technical Report RM-289. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins (CO).
- Ninyerola, M., Pons, X. y Roure, J. M. (2005): *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*, ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- Parisien, M. A., Vernon, S. P., Wang, Y., Little, J. M., Bosch, E. M. y Stocks, B. J. (2006): "Spatial Patterns of forest fires in Canada, 1980-1999". *International Journal of Wildland fire*, 15, pp. 361-374.

- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2008): "Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review". *International Journal of Wildland Fire*, 17, 6, pp. 713-723.
- Piñol, J., Terradas, J. y Lloret, F. (1998): "Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain". *Climatic Change*, 38, pp. 345-357.
- Rothermel, R. C. (1983): "How to Predict the Spread and Intensity of Forest and Range Fires". *USDA Forest Service*, INT-143, pp.
- Rothermel, R. C. (1991): "Predicting behaviour and size of crown fires in the northern Rocky Mountains". *USDA Forest Service*, Res. Pap. INT-115, pp.
- Ruiz de la Torre, J. (1999): *Mapa forestal de España. Escala 1:1.000.000*. MMA. Secretaría General de Medio Ambiente. DGCN. Madrid, España
- Salas, J. y Chuvieco, E. (1994): "GIS applications for forest fire risk mapping". *Wildfire*, 3, pp. 7-13.
- Sebastián-López, A., Salvador-Civil, R., Gonzalo-Jiménez, J. y SanMiguel-Ayanz, J. (2008): "Integration of socio-economic and environmental variables for modelling long-term fire danger in Southern Europe". *European Journal of Forest Research*, 127, 2, pp. 149-163.
- Swetnam, T. W. (1993): "Fire History and Climate Change in Giant Sequoia Groves". *Science*, 262, 5135, pp. 885-889.
- Swetnam, T. W. y Betancourt, J. L. (1998): "Mesoscale Disturbance and Ecological Response to Decadal Climatic Variability in the American Southwest". *Journal of Climate*, 11, 12, pp. 3128-3147.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keeley, J. E., Hawbaker, T. J., Clayton, M. K., Stewart, S. I. y Hammer, R. B. (2007): "Human influence on California fire regimes". *Ecological Applications*, 17, 5, pp. 1388-1402.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keuler, N. S., Taylor, R. S., Hawbaker, T. J., Stewart, S. I. y Clayton, M. K. (2008): "Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape". *International Journal of Wildland Fire*, 17, pp. 602-613.
- Taylor, A. H. y Skinner, C. N. (2003): "Spatial Patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in The Klamath Mountains". *Ecological Applications by the Ecological Society of America*, 13, 3, pp. 704-719.

- Trabaud, L. (1994): "Post-fire Plant Community Dynamics in the Mediterranean Basin ". En Oechel, J. M. M. a. W. C. (Ed.): *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*, Springer-Verlag, pp. 1-15.
- Turner, M. G. y Romme, W. H. (1994): "Landscape dynamics in crown fire ecosystems". *Landscape Ecology*, 9, 1, pp. 59-77.
- Van Wagner, C. E. (1983): "Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands". En Wein, R. W., y MacLean, D. A. (Ed.): *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. New York, New York, USA, John Wiley and Sons, pp. 65-80.
- Vázquez, A. (1996): "Régimen de incendios en España peninsular: 1974-94. Relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis Doctoral." *Universidad Complutense - Madrid*, pp. 295.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. (2001): "Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain)". *Forest Ecology and Management*, 147, 1, pp. 55-65.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. (2006): "Recent fire regime in peninsular Spain in relation to forest potential productivity and population density". *International Journal of Wildland fire*, 15, pp. 397-405.
- Vélez, R. (2000): *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Madrid, McGraw-Hill.
- Verdú, F. y Salas, J. (2010): "Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005". *Geofocus*, 10, pp. 54-81.
- Viegas, D. X. (1994): "Some Thoughts on the Wind and Slope Effects on Fire Propagation". *International Journal of Wildland Fire*, 4, 2, pp. 63-64.
- Westerling, A. L. (2008): Climate and Wildfire in the Western United States. California Applications Program White Paper, Climate Research Division Scripps Institution of Oceanography. NOAA Regional Integrated Science and Assessment Program, California.
- Westerling, A. L., Brown, T. J., Gershunov, A., Cayan, D. R. y Dettinger, M. D. (2003): "Climate and Wildfire in the Western United States". *Bulletin of the American Meteorological Society*, 84, 5, pp. 585-604.
- Westerling, A. L. y Bryant, B. P. (2008): "Climate change and wildfire in California". *Climate Change*, 87 (Suppl 1), pp. 231-249.

- Westerling, A. L., Gershunov, A., Cayan, D. R. y Barnett, T. P. (2002): "Long lead statistical forecasts of area burned in western U. S. wildfires by ecosystem province". *International Journal of Wildland Fire*, 11, pp. 257-266.
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R. y Swetnam, T. W. (2006): "Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity". *Science*, 313, 5789, pp. 940-943.
- Whelan, R. J. (1995): *The ecology of fire*, Cambridge University Press.

Capítulo III. Relaciones entre los factores biofísicos y antropogénicos y los incendios forestales en España mediante el análisis multivariable, 1991-2005

Publicación derivada:

Verdú, F., & Salas, J. (2010, en revisión). Relationships between biophysical and anthropogenic factors and forest fires in Spain by multivariate analysis, 1991-2005. *International Journal of Wildland Fire*.

Relaciones entre los factores biofísicos y antropogénicos y los incendios forestales en España mediante el análisis multivariable, 1991-2005

Resumen

El objetivo principal de este estudio fue explicar la relación entre los incendios forestales y diferentes factores climáticos, topográficos, vegetación y antropogénicos, estableciendo modelos explicativos del área quemada y el tamaño de los incendios mediante el análisis multivariante. Con el fin de captar y explicar la variación causada por estos factores, dos variables se han considerado: área quemada y el tamaño de los incendios forestales con el fin de ver las relaciones entre estos factores y el fuego. El área de estudio comprende la España peninsular. En este estudio se utilizó un mapa de los incendios forestales a partir del análisis visual de imágenes de satélite, desde 1991 - 2005 (3.337 incendios de más de 25 hectáreas). El análisis discriminante y los árboles de regresión se utilizaron para el área quemada (AQ) y el tamaño del incendio (TI), y la regresión logística se utilizó sólo para el área quemada (AQ). Los modelos obtenidos para el área quemada mostraron una mayor relación con el uso del suelo y la pendiente, donde consiguió clasificar con un acuerdo de alrededor del 66%, y esto fue muy similar para los tres métodos estadísticos utilizados. Los modelos del tamaño de los incendios parecían estar más relacionados con los pisos bioclimáticos, las variables climáticas (precipitaciones de invierno y la temperatura media en verano) y la densidad de población. En este caso, los resultados que han obtenido mejor clasificación fue en la categoría de grandes incendios (> 5000 ha), con un acuerdo superior al 80%, mientras que en las clases intermedia y de los pequeños incendios (<500 ha) se obtuvo un acuerdo alrededor del 50% para los árboles de regresión y más pobres para el análisis discriminante. Los árboles de regresión consiguieron mejores resultados para los modelos de tamaño de los incendios.

Palabras clave: incendio forestal, área quemada, tamaño del incendio, regresión logística, análisis discriminante; árboles de regresión.

Abstract

The main goal of this study was to explain the relationship between forest fires and different climatic, topographic, vegetation and anthropogenic factors, establishing explanatory models of both burned area and fire size using multivariate analysis. In order to capture and explain the variance caused by those factors, two variables have been considered: burned area and forest fire size in order to see the relationships between these factors and the fire. The study area comprises Peninsular Spain. In this study a forest fire map from visual analysis of satellite images, from 1991 - 2005 (3.337 fires greater than 25 ha) was used. Discriminant analysis and regression trees were used for burned area (BA) and fire size (FS), and logistic regression was used only for burned area. The burned area models obtained showed a greater relationship to land use and slope, where the classification achieved an agreement of about 66%, and this was very similar for the three statistical methods used. Fire size models appeared more related to ecozones, climatic variables (winter precipitation and mean summer temperature) and population density. In this case, the best classification results were obtained in the category of large fires (> 5000 ha), with an agreement above 80% and both intermediate and smaller fires (<500 ha) with an agreement of about 50% for regression trees and poorer for discriminant analysis. Regression trees achieved better results for fire size models.

Keywords: forest fire; burned area; fire size; logistic regression; discriminant analysis; regression trees

1. Introducción

La ocurrencia de los incendios forestales es un hecho conocido e inherente al clima mediterráneo, que se ha producido desde tiempos inmemoriales. La región mediterránea se caracteriza por la sucesión de períodos secos muy prolongados y períodos húmedos mucho más cortos, con altas temperaturas estivales, fuertes descensos de la humedad relativa y vientos desecantes, que supone la acumulación de biomasa y carga de combustibles durante un período amplio de tiempo y favorecen la extensión de este fenómeno (Ruiz De La Torre, 1999). Sus efectos devastadores tienen consecuencias catastróficas a nivel ecológico; entre otros, la pérdida de biodiversidad, la pérdida de nutrientes y la modificación de la estructura del paisaje y de la composición de la comunidad de plantas.

La ocurrencia de este fenómeno está fuertemente influenciada por el incremento de la población, que somete a una mayor presión al suelo forestal por la demanda de tierras de cultivo y pastoreo y/o de uso recreacional (Leone *et al.*, 2003; Martínez, 2004). Por otro lado, el peligro de incendios se incrementa con la presencia de largas sequías que aumentan y se extienden en el tiempo y en el espacio (Vélez, 2000). Se apunta a que el incremento de los grandes incendios en las últimas décadas está relacionado con el cambio climático causado por el hombre, hecho difícil de documentar ya que no existen registros de datos lo suficientemente largos en el tiempo (Westerling y Bryant, 2008). No obstante, diversos autores señalan que los cambios experimentados por el clima han sido los principales precursores del aumento del área quemada en los EE.UU. (Westerling *et al.*, 2006) y Canadá (Kasischke y Turetsky, 2006).

Explicar el patrón espacial de los incendios forestales es fundamental para el estudio de sus efectos en el medio natural, así como para comprender mejor su comportamiento. Mediante el análisis espacial de la ocurrencia de los incendios forestales se pueden determinar los daños provocados por el fuego en la vegetación y el paisaje, así como la relación de los incendios forestales con la topografía, los parámetros climáticos, la actividad humana o cualquier otra variable involucrada en su ocurrencia (Díaz-Delgado *et al.*, 2004), determinando así el patrón espacial de este fenómeno, que facilitará la actuación frente a los incendios forestales y mejorará las medidas de restauración. Para llevar a cabo este análisis es fundamental contar con una buena cartografía de área quemada. Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) facilitan enormemente el procesamiento de los datos y la ejecución del análisis espacial.

1.1. Interacción de los incendios forestales con parámetros biofísicos y antropogénicos

La incidencia de los incendios forestales está condicionada por diversas variables del medio físico y humano, que determinan la probabilidad de inicio y/o propagación del fuego. Estas variables pueden englobarse en cuatro grandes categorías: meteorología, tipo y estado de la vegetación, topografía del terreno y actividades humanas (Salas y Chuvieco, 1994). Las combinaciones de estas variables en el territorio pueden dar lugar a diferentes patrones espaciales de los incendios forestales. Atendiendo al medio físico, el inicio y la propagación

de un incendio forestal dependerá de la disponibilidad y condiciones del combustible, la topografía y las condiciones meteorológicas (Turner y Romme, 1994). El tamaño de un incendio estará determinado por el comportamiento de estas variables y por las tareas de extinción llevadas a cabo durante su desarrollo (Whelan, 1995).

La meteorología es determinante en la incidencia y la severidad de los incendios (Aguado y Rodríguez Y Silva, 2004). Diversos autores han utilizado la temperatura, precipitación y velocidad del viento para explicar la ocurrencia de incendios (Flannigan *et al.*, 2005). Rothermel (1983) señala que las condiciones locales meteorológicas tienen un efecto directo en las condiciones del fuego y considera estas variables como relevantes en el estado potencial de la vegetación para determinar las condiciones previas a la ocurrencia de incendios. La temperatura y precipitación son las variables biofísicas que están más implicadas en la disponibilidad de agua para las plantas, variable de gran relevancia en el inicio y desarrollo del proceso de combustión. En general, la temperatura es un indicador positivo en la ocurrencia de incendios. Altas temperaturas facilitan que los combustibles se sequen y se quemen más rápidamente. Por el contrario, la precipitación es un indicador negativo, reduciéndose la ocurrencia de incendios con altos contenidos de humedad en la atmósfera (Westerling y Bryant, 2008).

Los factores topográficos explican la variación en el clima local, proporcionan cortafuegos naturales e, indirectamente, influyen en factores tales como la humedad del combustible, la distribución de la vegetación y la humedad relativa (Whelan, 1995). Las variables topográficas que se han utilizado para explicar la ocurrencia de los incendios forestales son: altitud, pendiente, orientación e insolación (Broncano y Retana, 2004; Maingi y Henry, 2007; Mouillot *et al.*, 2003). La pendiente afecta tanto a la velocidad como a la dirección de propagación del incendio, con mayores velocidades cuesta arriba y con pendientes más pronunciadas (Rothermel, 1991). La orientación condiciona el estado del combustible, que se seca más rápidamente en las laderas de solana, apareciendo combustibles más secos y menos densos que los de la ladera de umbría (Anderson, 1982). Algunos estudios asocian la solana a exposiciones xéricas y la umbría a condiciones métricas (Deng *et al.*, 2007). Algunos autores utilizan índices obtenidos a partir de variables topográficas, como el índice topográfico compuesto –ITC– y el índice topográfico de posición –ITP– (Prasad *et al.*, 2007), como controladores de primer orden de la variación espacial de las condiciones hidrológicas

y, por tanto, del contenido de humedad del suelo que podría afectar la ocurrencia de incendios.

La vegetación es un elemento clave para establecer los patrones espaciales de los incendios forestales. Existen varios factores que determinan su ocurrencia, entre ellos, las características de los combustibles, como son el tipo, carga, humedad e inflamabilidad (Rothermel, 1983). La obtención de esta variable procede de distintas fuentes: mapas de ocupación del suelo, modelos de combustibles y variables forestales biofísicas (Vázquez y Moreno, 2006). Algunos autores han encontrado relaciones significativas entre la ocurrencia de incendios forestales y la composición de especies y la densidad total (Minnich y Bahre, 1995). Un aumento en la cantidad de combustible supone un incremento en la inflamabilidad, que contribuye al aumento de la cantidad de energía desprendida por el incendio y repercute en la extensión y severidad del incendio (Broncano y Retana, 2004). La ocurrencia de incendios forestales se ha relacionado con otros parámetros forestales, como la fracción total de cabida de cubierta de la masa forestal, la proporción de coníferas y no-coníferas, y la no presencia de combustible (Johnson, 1992).

Los regímenes de incendios han sido alterados por la actividad del hombre, tanto a través de la acumulación de combustible (cambios en los modelos de energía), como del aumento dramático en el número de incendios causados por éste (Syphard *et al.*, 2008; Vélez, 2000). Diversos trabajos han profundizado en el tema (Syphard *et al.*, 2007), resaltando que existe una dificultad intrínseca para valorar, modelizar y representar espacialmente la influencia humana en el inicio y propagación del fuego (Martínez y Martín, 2004). A veces se han utilizado aproximaciones sencillas, como la distancia a áreas urbanizadas o parámetros de accesibilidad (Badía-Perpinyà y Pallares-Barbera, 2006). Lo ideal sería poder identificar y representar todos los factores de riesgo que están vinculados a la actividad humana, tanto desde el punto de vista temporal como espacial. Se trata, principalmente, de variables socio-económicas muy diversas, asociadas a incendios de carácter intencionado (declaración de zonas protegidas, actividades cinegéticas, titularidad y gestión de los montes, piromanía, etc.) o no intencionado (abandono de actividades tradicionales en el monte, aumento de usos recreativos en áreas forestales, crecimiento de áreas urbanas, basureros mantenidos con fuego, desinterés por el monte y su conservación, etc.) (Martínez *et al.*, 2009; Syphard *et al.*, 2007). La ocurrencia de los incendios forestales, especialmente en las regiones

mediterráneas, resulta clave el componente humano, causante de la mayor parte de los incendios. Tan sólo el 5% de los incendios ocurridos en España en las últimas décadas se debe a causas naturales –rayos– (Martínez y Martín, 2004). Este dato da una idea de la interacción tan destacada existente entre las actividades humanas y los incendios forestales.

Atendiendo a estos planteamientos, se han planteado diferentes procedimientos analíticos para estudiar la relación entre el comportamiento de los incendios forestales (área quemada, AQ, y tamaño de los incendios, TI) con el medio que le rodea. La regresión ha sido el método más común. La regresión logística ha sido frecuentemente utilizada para predecir la ausencia/presencia de este fenómeno a partir de diferentes variables independientes y a diversas escalas espaciales (Carvacho, 1998; Martínez *et al.*, 2009; Menard, 2004; Nieto *et al.*, 2006; Prasad *et al.*, 2007; Rollins *et al.*, 2004; Vasconcelos *et al.*, 2001). Flannigan *et al.* (2005b) se basaron en regresiones lineales para la predicción futura de la superficie quemada en Canadá en función de las variables climáticas. Otros autores han utilizado los árboles de regresión para ver relaciones entre el área quemada y diversas variables explicativas (Amatulli y Camia, 2007; Collins *et al.*, 2007; Rollins *et al.*, 2004; Román-Cuesta *et al.*, 2009). Estudios similares se han realizado con redes neuronales, componentes principales y análisis discriminante. Carvacho (1998) utilizó la regresión logística y las redes neuronales para analizar la relación de los grandes incendios de la cuenca europea mediterránea con diversas variables físicas y antrópicas. El análisis de componentes principales se ha mostrado como una metodología eficaz para estudiar las relaciones entre el régimen de incendios y la vegetación potencial en España (Vázquez *et al.*, 2002). Esta técnica también se ha utilizado para correlacionar la ocurrencia de incendios forestales del occidente de EEUU con un índice de sequedad (Westerling *et al.*, 2003b).

2. Objetivos

Estudios previos señalan diversas variables del medio físico y humano, que condicionan la probabilidad de inicio y/o propagación del fuego, como determinantes de la incidencia histórica de los incendios forestales. Las combinaciones de estas variables en el territorio puede condicionar que una zona se queme y el tamaño alcanzado por el incendios forestal.

El objetivo principal de este estudio es la obtención de las características de la distribución de los incendios forestales en la España peninsular para el período 1991-2005. Para ello, se

marcan los siguientes objetivos específicos: a) analizar la relación entre las variables asociadas al inicio y/o propagación del fuego (climáticas, topográficas, coberturas de suelo y factores antropogénicos) con la superficie quemada durante este período, b) caracterizar el área quemada y las clases de tamaño en la España Peninsular, y c) crear un modelo explicativo de los incendios forestales utilizando el análisis multivariable. Es muy importante destacar que los modelos finales de área quemada y de los tamaños de los incendios tienen que entenderse como explicativos y no como predictivos ya que la predicción de la incidencia de los incendios forestales va más allá del alcance de este trabajo.

3. Material y Métodos

3.1. Área de estudio

El área de estudio comprende el suelo forestal de la España peninsular (263.646 km²). Se obtuvo a partir de una máscara con las clases de ocupación del suelo forestal del Corine Land Cover, esto es desde la clase 4 a la clase 10, ambas incluidas (Natlan, 2000). Estas clases incluyen todas las formaciones que pertenecen a pastizales, matorrales y bosques. Eso significa que el 53,4% del territorio se consideró como suelo forestal y el 46,6% como no forestal.

3.2. Superficie quemada

La información base es la cartografía de áreas quemadas de la España peninsular para el período 1991-2005, obtenida a partir del análisis visual de mosaicos de Landsat y SPOT (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005), que denominaremos Base de Datos de Área Quemada (BDAQ). En esta cartografía se recogen 1.004.502 ha de superficie quemada, de los cuales 850.168 se corresponden a superficie forestal (84,6%) (Verdú y Salas, 2010). La eficacia de este producto se contrastó con los datos de la Base de Datos de Incendios Forestales (BDIF) de la Dirección General de la Biodiversidad, con una correlación cercana al 73% de acierto. La ocupación del suelo más frecuente en estos incendios forestales fueron los matorrales y las coníferas (76,3% del total de la superficie quemada), seguidos de los pastizales y las frondosas (13%).

En función de los objetivos del trabajo, la cartografía de área quemada se utilizará como una variable binaria (ausencia/presencia de un incendio) en los modelos de AQ o como una

variable categórica en los modelos de TI, considerando el tamaño de los incendios forestales registrados. En el segundo caso, la variable dependiente (clases de los tamaños de los incendios) fue simétrica y homoscedástica.

Para el segundo caso, se ha optado por utilizar la división en rangos del área quemada¹ utilizada por la Dirección General de la Biodiversidad (DGB) debido a su utilidad en la gestión de incendios forestales. En esta clasificación, a medida que el tamaño de los incendios aumenta, decae el número de incendios forestales. Así, los incendios mayores de 5000 ha suponen más del 36% de la superficie total, aunque solo representan el 0,6% de todos los incendios. Los incendios entre 1000-5000 ha suponen el 22,1% de la superficie quemada y el 3% del número de incendios. En el extremo opuesto, los incendios de menor tamaño, entre 25-100 ha, tan solo registran el 10,4% de la superficie quemada, aunque representan el 61% de los incendios.

No obstante, dadas las grandes diferencias en el área quemada registrada por las diferentes categorías propuestas por la DGB, se procedió a su reagrupación para la obtención de categorías más homogéneas. Para ello, se consideraron los umbrales marcados por Vélez (2000) para la clasificación de incendios en función de su tamaño en España, que considera para España que los grandes incendios son superiores a 500 ha, y por encima de ese valor incendios muy grandes por encima de las 5000 ha. Teniendo en cuenta lo anterior, las seis clases iniciales se redujeron a tres con porcentajes similares de área quemada: 25 - 500 ha (92,3% N° IF; 33,3% BDAQ), 500 - 5000 ha (6,6% N° IF; 31,0% BDAQ) y > 5000 ha (0,5% N° IF; 35,7% BDAQ).

3.3. Variables biofísicas y antropogénicas relacionadas con los incendios forestales

Para la selección de las variables descriptivas y/o explicativas de los incendios forestales se han considerado, en la medida de lo posible y atendiendo a la disponibilidad de datos, todas aquellas variables que condicionan su inicio y/o propagación. Estas variables se agrupan en cuatro grandes factores: la climatología, la topografía, la vegetación (combustible) y los agentes causales.

¹ Clases de gestión de BDAQ (ha): 25-100 (61% N° IF; 10,4% BDAQ), 100-250 (22,6 % N° IF; 11,6% BDAQ), 250-500 (8,5% N° IF; 9,9% BDAQ), 500-1000 (4,3% N° IF; 9,8% BDAQ), 1000-5000 (3,1% N° IF; 22,1% BDAQ) y > 5000 ha (0,6% N° IF; 36,2% BDAQ).

Los datos utilizados fueron proporcionados por el banco de datos de la DGB, a excepción de la información climática, que proviene de la Universidad Autónoma de Barcelona (Ninyerola *et al.*, 2005), y del censo de población, procedente del Instituto Nacional de Estadística (INE). Todas las variables utilizadas se registraron en un mismo sistema de referencia, el European Datum ED 1950 30N.

3.3.1. Variables climáticas

Para el presente trabajo, las variables climáticas se han obtenido del Atlas climático de la Península Ibérica (Ninyerola *et al.*, 2005), que recoge un conjunto de mapas digitales de temperatura media del aire (mínima, media y máxima, en décimas de °C), precipitación (décimas de mm) y radiación solar ($10\text{kJ/m}^2/\text{día}/\mu\text{metro}$) para toda la Península Ibérica, con una resolución espacial de 200 m. El atlas incluye 13 mapas por variable (12 mensuales y el anual) a partir de una serie histórica entre 15 y 50 años. A partir de esta información se han obtenido las siguientes variables: precipitación media, temperatura media, temperatura máxima y radiación solar, todas ellas con carácter anual y para cada una de las estaciones del año. Para la obtención de las variables estacionales se ha considerado: junio, julio y agosto (verano), septiembre, octubre y noviembre (otoño), diciembre, enero y febrero (invierno), marzo, abril y mayo (primavera). Las variables consideradas en este estudio han sido: temperatura media anual (TMA), media de verano (TMV), media de otoño (TMO), media de invierno (TMI) y media de primavera (TMP); temperatura máxima anual (TMXA), de verano (TMXV), de otoño (TMXO), de invierno (TMXI) y de primavera (TMXP); precipitación media anual (PA), de verano (PV), de otoño (PO), de invierno (PI) y de primavera (PP); radiación solar anual (RA), de verano (RV), de otoño (RO), de invierno (RI) y de primavera (RP).

3.3.2. Variables topográficas

Las variables topográficas se han generado a partir del modelo digital del terreno 1:25.000 del Instituto Geográfico Nacional. Se trata de un modelo con un paso de malla de 25 metros. Se han seleccionado las variables más relacionadas con los incendios forestales: altitud (m, MDT), pendiente (grados, PTE) y orientación que se generaron con ArcGIS (Esri, 2009). Esta última a partir del denominado índice sureño-occidental (*Southwestness index*, SOUTH), (Deng *et al.*, 2007).

$$SOUTH = \cos(orientación)$$

Además, se ha incluido el índice topográfico de posición ITP, que calcula la posición relativa de cada píxel en función de los datos de elevación digital (Weiss, 2001). Este índice se ha calculado mediante el toolbox "Topography Tools for ArcGIS". Valores positivos significa que el píxel está más alto que sus alrededores, mientras que los valores negativos significan que está más bajo.

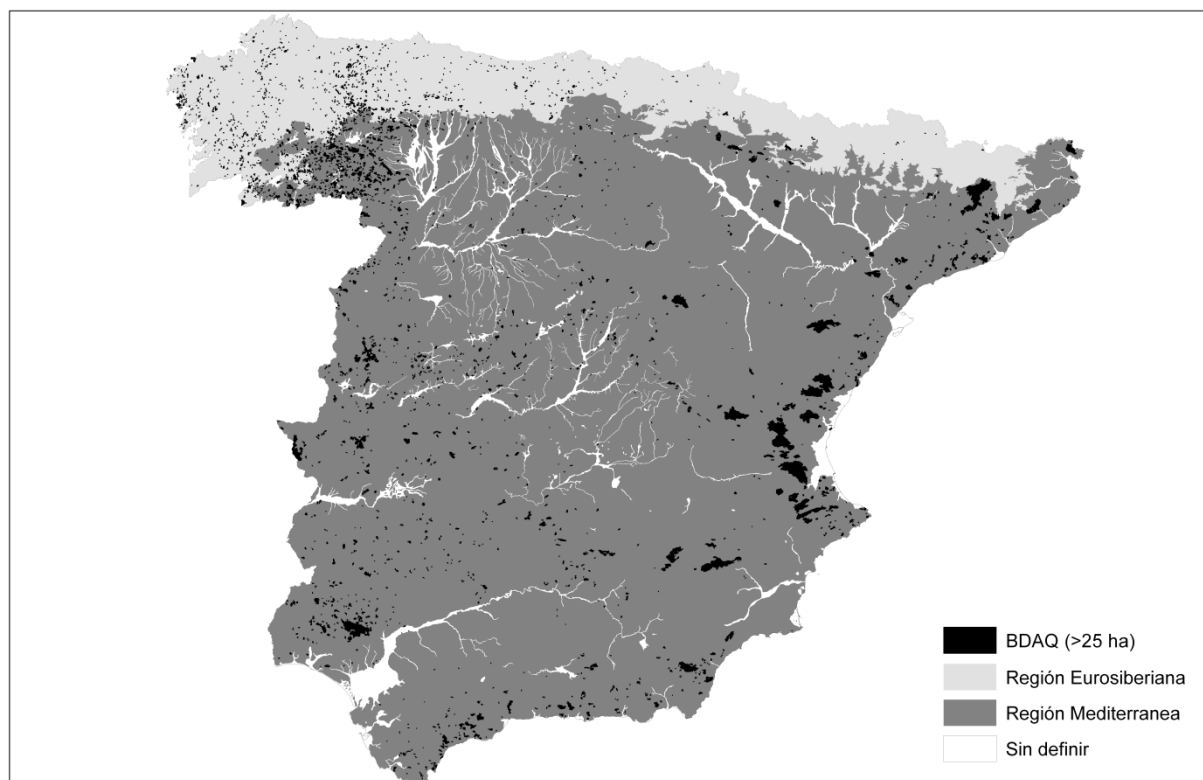
3.3.3. Variables relacionadas con la ocupación del suelo (vegetación)

La ocupación del suelo está íntimamente relacionada con los incendios forestales, por lo que es fundamental introducir esta variable en el análisis estadístico. Se emplearon los mapas CORINE-Land Cover de los años 1990 -CLC 90- (Natlan, 2000) y 2000 -CLC 2000- (Natlan, 2005). Estos mapas ofrecen datos a nivel europeo a escala 1:100.000 sobre la ocupación del suelo. Dependiente de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), para el territorio español el proyecto ha sido coordinado por el Instituto Geográfico Nacional. Las categorías temáticas utilizadas en estos mapas, generados a partir de imágenes Landsat (TM y ETM) y SPOT, se jerarquizan en cinco niveles y 64 clases para el CLC90 y 85 clases para el CLC2000. Dado el elevado número de categorías presentes en los documentos originales, estos mapas han sido simplificados en 11 clases temáticas mediante la reclasificación de las categorías originales: superficies artificiales (SA), cultivos de secano (CS), otras zonas cultivadas (OZC), dehesas (DEH), frondosas (FRO), coníferas (CON), bosques mixtos (BMX), matorral (MAT), pastizales (PAS), espacios de vegetación escasa (EVE) y otros usos -incluye los espacios abiertos sin vegetación, zonas húmedas y superficies de agua- (OU).

Debido a que los incendios forestales están estrechamente vinculados a las condiciones climáticas, para facilitar la estratificación de los regímenes de incendios, podría resultar de interés el uso de ecozonas (Bailey y Zoltai, 1985), un buen sintetizador de las características del clima y de la vegetación potencial. En este caso, se utilizó la capa de los pisos bioclimáticos de las series de vegetación de Rivas-Martínez (Rivas-Martínez, 1987), a escala 1:400.000, de la Dirección General para la Biodiversidad (<http://www.marm.es>, último acceso 11 junio 2009). Las series de vegetación de Rivas-Martínez (1987) combinan varias fuentes de tipo geobotánico, fitosociológico, ecológico y bioclimático, reconociendo para cada serie la etapa madura del ecosistema vegetal y presentando zonas homogéneas en

España. Es una medida de las cualidades comunes vigentes según clima y tipo de vegetación de España. En la Península Ibérica se distribuyen dos regiones biogeográficas, la mediterránea y la eurosiberiana, que se dividen en una serie de pisos bioclimáticos. En la región mediterránea aparecen los pisos termomediterráneo, mesomediterráneo, supramediterráneo, oromediterráneo y crioromediterráneo; en la eurosiberiana, los pisos colino, montano, subalpino y alpino.

Figura III. 1. Pisos bioclimáticos con BDAQ.



3.3.4. Variables antropogénicas

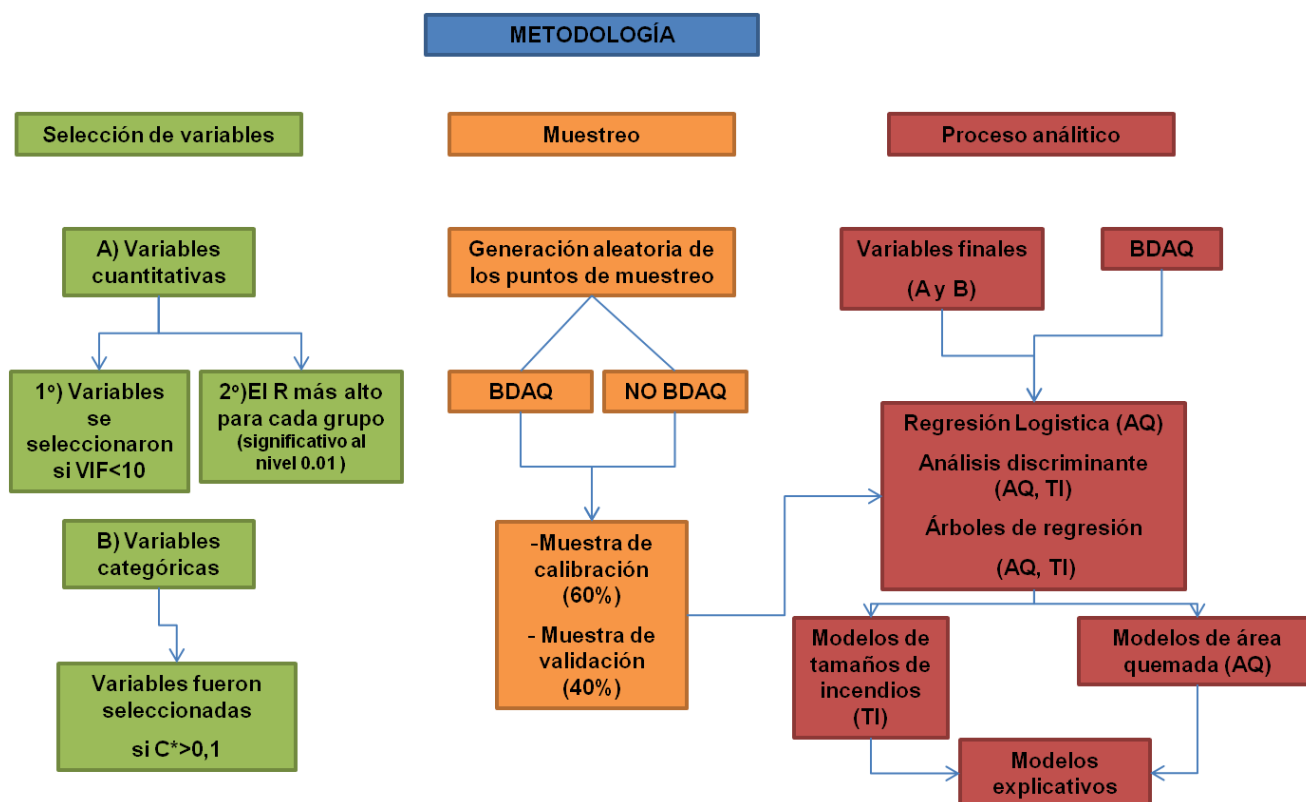
Los agentes causales de tipo antropogénico son los mayores responsables del inicio de los incendios forestales en España. No obstante, la espacialización de las variables asociadas a esta causalidad es muy compleja y las propuestas a este respecto son muy diversas (Martínez, 2004; Martínez *et al.*, 2009). Dadas las características de este estudio (escala e información homogénea disponible, principalmente), aquí solo se ha considerado la densidad de población (transformación logarítmica Ln, Lndens), obtenida a partir de la capa de las divisiones municipales de la BCN200 y la información de población del Censo de Población y Vivienda del Instituto Nacional de Estadística del año 2001 (Chuvieco *et al.*, 1999). Independientemente de la causa concreta del incendio, a mayores densidades de

población mayor dependencia de los recursos forestales de los alrededores más inmediatos y aumentará la persistencia y la densidad de los incendios (Chuvieco *et al.*, 2008).

3.4. Caracterización de los incendios

La metodología aplicada en este estudio se muestra en la figura 2. Esta parte consiste en tres secciones principales y se describe a continuación: 1) el esquema de selección de las variables independientes, 2) la generación de puntos de muestreo, y 3) el proceso analítico.

Figura III. 2. Diagrama de la metodología.



3.4.1. Esquema de la selección de las variables independientes

Para seleccionar las variables de mayor interés se analizaron las relaciones entre las variables de entrada en dos direcciones, la multicolinealidad entre las variables independientes (solo cuantitativas) y la relación entre cada variable independiente con la variable dependiente.

En este estudio, para la selección apropiada de variables no redundantes se utilizaron los diagnósticos de colinealidad de la Tolerancia y el factor de inflación de la varianza (FIV). La tolerancia de una variable X_j con las variables $X_1, \dots, X_{j-1}, X_{j+1}, \dots, X_p$, se define como:

$$Tol_j = 1 - R_j^2$$

Donde R_j^2 es el cuadrado del coeficiente de correlación múltiple entre X_j y las variables X_1, \dots, X_p . Si el valor de la tolerancia es igual a 0, la variable X_j será una combinación lineal de las restantes variables. Teniendo en cuenta este criterio, antes de seleccionar todas las variables del subconjunto se analizará la tolerancia de cada variable con las restantes.

El FIV se define como la inversa de la tolerancia (Tol) e indica el grado de asociación existente entre las variables independientes. Este factor es siempre mayor o igual a 1 y valores por encima de 10 indicarían que existe una fuerte colinealidad (Ferrán Aranaz, 2002), es decir, la variable en cuestión aporta información redundante y, por tanto, ruido en el modelo final.

Las correlaciones entre los incendios forestales y todos los factores biofísicos y antropogénicos que se llevaron a cabo tuvieron en cuenta la distribución no normal de las variables. En consecuencia, se utilizaron las pruebas no paramétricas para comprender mejor las relaciones entre el tamaño del incendio y todos los factores independientes. Con el fin de determinar la relación entre cada variable independiente con la variable dependiente, se utilizaron los coeficientes de Spearman y de contingencia, según el tipo de variable. En el caso de las variables cuantitativas, se determinó el grado de asociación de Spearman (Balling *et al.*, 1992). Para las variables categóricas se ha utilizado el coeficiente de contingencia de Sakoda (C^*) basado en el coeficiente de contingencia (CC) como medida de asociación entre la superficie quemada y las variables de entrada. Al contrario que CC, C^* varía entre 0 y 1 independientemente del tamaño de la tabla, siendo una medida más útil que el CC (Healey, 1999):

$$CC = \sqrt{\frac{\chi^2}{n + \chi^2}}; C^* = \frac{CC}{\sqrt{\frac{k-1}{k}}}$$

Donde, χ^2 es el estadístico de Ji-cuadrado y n el número de columnas y filas. k = el número de filas o columnas, lo que sea menor

Para llevar a cabo esta relación, de cada variable categórica se generaron tantas variables dicotómicas como el total de categorías existentes menos uno. Mediante este esquema de codificación, los coeficientes de las nuevas variables reflejarán el efecto de las categorías representadas respecto al efecto de la categoría referenciada (Ferrán Aranaz, 2002). Este coeficiente se utilizará para delimitar el número de variables categóricas que van a formar parte del modelo final, incluyendo solamente aquellas variables categóricas cuyos valores del coeficiente de contingencia sea superior a 0,100. Valores inferiores a dicho límite significarán que no existe apenas relación entre dichas variables y la superficie quemada.

3.4.2. Tamaño de la muestra

Como se explicó antes en la metodología, la generación aleatoria de puntos de muestreo se llevó a cabo sólo en las zonas forestales. Esto fue parte de una estrategia a fin de evitar el posible ruido de áreas como las tierras de cultivo que se comportan de una manera diferente que las áreas forestales. El tamaño de la muestra se calculó con base espacial en la variable con la menor resolución espacial (200x200 m, píxel). Teniendo en cuenta esta resolución espacial, las áreas quemadas forestales serán iguales a 211.748 píxeles y las áreas no quemadas forestales era igual a 6.374.145 píxeles. El tamaño de la muestra de puntos considerando el tamaño de ambas áreas, con un error máximo permitido de $\pm 1\%$, al 99% nivel de confianza, y suponiendo una distribución de respuesta de 50%, fue igual a 15.383 puntos para la muestra de áreas quemadas y de 16.545 puntos para las zonas no quemadas (<http://www.raosoft.com/samplesize.html>, último acceso 22 junio 2010). Por lo tanto, el número de puntos de muestreo calculado fue localizado espacialmente a través del método de muestreo simple aleatorio dentro de las áreas forestales quemadas y no quemadas. Debido al tamaño del píxel con la menor resolución espacial, se estableció una distancia mínima forzada de 200 m. El método de muestreo aleatorio simple implica que cada punto de muestreo fue elegido (ubicado) al azar y completamente al azar, de tal manera que el punto de muestreo tuvo la misma probabilidad de ser elegido durante el proceso de toma de muestras (Chuvienco 2002) y fue realizado mediante la herramienta Hawth's Analysis tools para ArcGIS (Beyer 2004). Los datos correspondientes a las variables independientes y dependientes se extrajeron en las coordenadas (x, y) de cada punto de muestreo. El análisis multivariante se llevó a cabo entre el 60% de los puntos de muestreo (calibración), que fue validado con el restante 40% de los puntos de muestreo.

Para los modelos de área quemada, ya que las zonas no quemadas comprendieron el 51,82% del total de los puntos de muestreo, el punto de corte en la LR fue ajustado a 0,52 (debido a las limitaciones de software) y por encima de ese valor se consideró como área quemada. Este valor (51,8%) también fue considerado como probabilidad a priori.

Para los modelos de tamaño de incendios sólo fue utilizado muestras de la superficie quemada. Los 15.383 puntos de muestreo obtenidos de selección aleatoria simple se distribuyó en las categorías por tamaño de los incendios de la siguiente manera: 25-500 ha, 26,7%; 500-5000 ha, 32,8% y > 5000 ha, 40,5%). Esta distribución de puntos de muestreo entre las categorías por tamaño de los incendios era considerada también como probabilidades a priori con el fin de validar los resultados de la clasificación del análisis multivariante.

Los puntos de muestreo dentro de un incendio forestal podrían ser considerados como dependiente y correlacionados; sin embargo, consideramos que un punto de muestreo dentro de cada uno de los incendios forestales no podía representar a la totalidad de este incendio forestal, especialmente los de mayores dimensiones. Por esta razón, se utilizaron un mayor número de puntos de muestreo (mayor que el número de incendios), a través de un método aleatorio que considera el área quemada en su conjunto, donde fue posible encontrar varios puntos de muestreo dentro del mismo incendio, o incendios con sólo una muestra de punto, o incluso incendios sin puntos de muestreo. En casos similares, Presley et al (2004) y Vilar et al (2010) consideran que cada punto debe ser incluido para dar cuenta de las dependencias entre puntos cercanos, así como los efectos explícitos de variables explicativas espaciales conocidos o desconocidos no capturadas por las variables en el modelo.

3.4.3. Procedimientos analíticos

El objetivo principal de este estudio fue evaluar modelos explicativos tanto para la superficie quemada y el tamaño de los incendios relacionados con los factores biofísicos y antropogénicos mediante análisis multivariante. El análisis discriminante y árboles de regresión se utilizaron para el área quemada (AQ) y tamaño del incendio (TI), y la regresión logística se utilizó sólo para el área quemada. Para el modelado del área quemada, nuestra variable dependiente fue de tipo binario, con puntos de muestreo tanto en las zonas de área

quemada como en las áreas no quemadas como se describió anteriormente. Para el modelado de los tamaños de los incendios, la variable dependiente fue categórica y consta de tres clases de tamaño de los incendios como se señaló anteriormente. Las variables independientes serán de tipo binario en el caso de variables categóricas y continuas para variables cuantitativas.

Las funciones base de estas técnicas se pueden consultar en detalle en numerosas publicaciones. En este trabajo se enunciarán brevemente las funciones principales de cada una de las técnicas:

- 1) Regresión logística,

$$f(z) = \frac{1}{1 + e^{-z}}$$

Donde $z = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n$, siendo z la probabilidad de la variable dependiente y b_0 la constante; con n variables independientes (X). $f(z)$ convierte los valores de z en una función continua con un rango que oscila entre 0 y 1. Como el análisis de regresión logística se aplica a las variables binarias, los casos pronosticados se clasifican de acuerdo a un umbral de probabilidad (en este caso 0,52) donde los valores de $f(z)$ sobre 0,52 significa que una muestra de 200x200 m fue quemado durante el período de 15 años, de lo contrario valores por debajo de 0,52 indicaría que una muestra de 200x200 m no se quemó.

- 2) Análisis discriminante, donde L_1 es una función discriminante y es una combinación lineal de un número n de variables independientes tales que:

$$L_1 = b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n + c$$

donde b_i son los coeficientes discriminantes, x_i son las variables discriminantes que forman parte del modelo final y c es la constante. Los coeficientes de la función discriminante reflejan la contribución única de cada variable a la clasificación de la función L .

- 3) Árbol de regresión. El objetivo de este método será discriminar, estimar o predecir la variable Y en función de las variables independientes X_1, \dots, X_n , mediante particiones sucesivas del conjunto de individuos, maximizando una medida de

contenido de información respecto a la variable dependiente. En este artículo se ha utilizado el algoritmo de árboles de clasificación y regresión (CART) (Breiman *et al.*, 1984).

La implicación de las distintas variables en el modelo final es fundamental para poder entender la interacción que las variables incluidas van a tener tanto para la superficie quemada como para el análisis por tamaños.

Para la RL se utiliza la exponencial de parámetros (Exp (B)), que es una medida del tamaño del efecto que una variable independiente tiene sobre la dependiente para que ocurra el evento estudiado, así valores cercanos a 1 estarían indicando que dicha variable independiente no tiene ningún efecto y que son estadísticamente independientes. Valores del parámetro Exp (B) superiores a 1 indicarían que la variable independiente en cuestión aumenta las probabilidades asociadas con la variable dependiente (la superficie quemada de incendios). Las probabilidades inferiores a 1 indicarían que la variable independiente disminuye las probabilidades de que ocurra dicho evento.

En el AD el peso de cada variable en el modelo final está determinado por la correlación existente entre ésta y la función discriminante, así como el valor de los coeficientes estandarizados. Para los AR se utiliza la importancia que cada variable ha tenido en el modelo final resultante a la hora de analizar los resultados de la clasificación de los árboles de regresión.

Los árboles de regresión pueden constituir, por la interpretación inmediata de sus resultados y por su condición "no paramétrica", una opción favorable frente a las otras alternativas (Breiman *et al.*, 1984). Una diferencia importante entre ésta y las otras dos técnicas, es la mayor flexibilidad en la asignación de los sujetos a un grupo, ya que en los AR las decisiones de asignación son simultáneas, frente a la asignación jerárquica y recursiva de los otros dos (Bacallao Gallestey *et al.*, 2004).

Todos los modelos se generaron a partir de una selección aleatoria del 60% de la muestra para calibrar el modelo y se validó con el 40% restante. Se calcularon los porcentajes de acuerdo y los errores de omisión y comisión para ambas muestras. El porcentaje de casos correctamente clasificados se comparó con las probabilidades a priori de clasificar

correctamente un individuo, analizando si las variables incluidas en el análisis mejoran significativamente la estimación (Ferrán Aranaz, 2002).

4. Resultados

4.1. Variables independientes seleccionadas

En general, las variables cuantitativas mostraron valores altos del índice de colinealidad (Tabla 2), y sólo el southwestness, ITP, la densidad de población y la pendiente tuvieron valores por debajo de 10 (FIV), por lo que fueron seleccionados. Las variables finales preliminares fueron antropogénicas y topográficas, con excepción de la altitud, cuya correlación con las variables climáticas ha sido ampliamente observada. Las variables climáticas tuvieron generalmente valores elevados de colinealidad, especialmente la temperatura y de radiación solar.

Para las variables cuantitativas que presentaron valores altos de colinealidad, se evaluó la correlación de Spearman con el área quemada para seleccionar las variables con valores más altos dentro de cada grupo (temperatura, precipitación y radiación solar). Las precipitaciones presentaron valores negativos entre -0,41 para la precipitación de primavera, y -0,51 para la precipitación de invierno. El signo de la correlación indica que la disminución de las precipitaciones condujo a los grandes incendios. Las temperaturas presentaron correlaciones con valores algo inferiores a los de precipitación, que ofrece valores positivos entre 0,23 para la temperatura máxima en invierno y 0,31 para la temperatura media de verano. En general, las correlaciones fueron más bajas, tanto para estaciones de otoño e invierno. Según esta información, PI ($R = -0,51$) y TMV ($R = 0,31$) fueron incorporados como variables preliminares finales. La radiación solar presenta valores de R extremadamente baja ($< -0,05$). Además, las variables de radiación solar se han descartado debido a los valores extremadamente altos de FIV y los valores de R aproximadamente 0 que no fueron significativas al nivel 0,01.

Una vez que todas las variables finales preliminares fueron seleccionadas, el análisis de colinealidad se llevó a cabo de nuevo y se evaluó un nuevo valor de FIV para cada variable. En este último análisis, la altitud también se incluyó, ya que ofrece un valor inferior a 10, probablemente debido a la eliminación de algunas variables climáticas. Las variables cuantitativas incluidas en el análisis multivariante fueron: índice sureño (SOUTH), el índice

de posición topográfica (ITP), la densidad de población (LNDENS), pendiente (PTE), altitud (MDT), la temperatura media de verano (TMV) y la precipitación de invierno (PI).

Para las variables categóricas, en el caso de las coberturas de uso de suelo, se seleccionó a cinco categorías, cuyo C* fue superior a 0,1. Pastizales (PAS) y coníferas (CON) que ofrece los valores del coeficiente de contingencia más altos, 0,319 y 0,259, respectivamente. Fue seguida por las dehesas (DEH, 0,184), frondosas (FRO, 0,146) y matorrales (MAT, 0,102). El resto de categorías presentan valores inferiores a 0,1 y se descartaron.

Los pisos bioclimáticos que mostraron los mayores valores de C* fueron: mesomediterráneo (0,427) y montano (0,431), seguida del colino (0,332) y el supramediterráneo (0,123). Los otros pisos bioclimáticos mostraron valores inferiores de asociación a 0,1 y, por tanto, se descartaron.

4.2. Modelos de área quemada

4.2.1. Regresión logística

El modelo obtenido con la regresión logística ofrece un acuerdo en torno al 66%, tanto en los casos de entrenamiento como en los de validación (tabla 1). El número de casos que se clasifican correctamente para la presencia de incendio (en torno al 63,5%) es ligeramente inferior al del número de casos de ausencia de incendio (69,5%).

Tabla III. 1. Tabla de clasificación de los modelos AQ. Cifras en negrita indican los valores más altos. (NQ=No quemado; Q=quemado; % Corr= % correcto).

Tabla de clasificación			Pronosticados								
			Regresión logística			Análisis discriminante			Árboles de regresión		
			NQ	Q	% Corr	NQ	Q	% Corr	NQ	Q	% Corr
Casos seleccionados (60%)	Observados	NQ	69,0	31,0	69,0	65,0	35,0	65,0	62,6	37,4	62,6
		Q	36,5	63,5	63,5	33,3	67,0	67,0	27,0	73,0	73,0
		% Acuerdo			66,3			66,0			67,6
Casos no seleccionados (40%)		NQ	68,9	31,1	68,9	65,2	34,8	65,2	61,9	38,1	61,9
		Q	36,1	63,9	63,9	32,4	67,6	67,6	26,6	73,4	73,1
		% Acuerdo			66,5			66,3			67,2

Considerando las probabilidades a priori de clasificar correctamente un individuo (en este caso, 52% para no quemado y 48% para quemado), el uso de las variables incluidas en el análisis mejora significativamente la estimación, con un 21% de mejora para la clase

quemado y un 12% para la clase no quemado. Los errores de omisión y comisión fueron similares, en torno al 31 y al 36%.

El modelo final resultante ha utilizado todas las variables de entrada, excepto la variable SOUTH y piso supramediterráneo (tabla 2). En función del parámetro Exp (B), las variables con mayor peso en el modelo son las coníferas y el piso bioclimático mesomediterráneo, seguidas del matorral. Estas tres variables presentan un signo positivo, lo que indica que su presencia aumenta la probabilidad de la superficie quemada de los incendios forestales. Las siguientes variables en importancia son las dehesas, frondosas y los pisos colino y montano, con signos negativos, lo que indica que su presencia disminuye la probabilidad de superficie quemada de incendios. El resto de variables, con valores de Exp (B) próximos a 1, tienen un efecto mucho menor sobre la variable dependiente.

Tabla III. 2. Importancia de las variables en los modelos de AQ. El piso supramediterráneo y la variable SOUTH fueron descartadas por la RL y por el AD (-).

Variable	LR			AD			AR	
	B	Wald	Sig.	Exp(B)	Correlación	Coef. de la función discrim.	Importancia	Importancia normalizada
Colino	-2,42	480,74	0,0000	0,089	0,242	2,968	0,003	6,70%
CON	0,538	67,362	0,0000	1,713	-0,233	-0,709	0,01	26,70%
DEH	-1,56	244,52	0,0000	0,21	0,403	1,763	0,007	18,00%
MDT	-0	475,74	0,0000	0,998	0,253	0,002	0,014	36,50%
FRO	-0,95	150,31	0,0000	0,386	0,379	1,095	0,006	16,10%
LN_DENS	-0,05	9,799	0,0020	0,955	-0,082	0,053	0,013	34,50%
MAT	0,358	36,171	0,0000	1,43	-0,385	-0,491	0,008	20,20%
Mesomed	0,538	174,74	0,0000	1,713	-0,395	-0,689	0,016	42,80%
Montano	-1,36	336,13	0,0000	0,257	0,26	1,658	0,007	19,10%
PAS	-0,15	3,91	0,0480	0,859	0,14	0,189	0,003	7,40%
PTE	0,032	269,48	0,0000	1,033	-0,292	-0,04	0,013	34,80%
SOUTH	-	-	-	-	-	-	0	1,00%
TMV	-0,02	207,79	0,0000	0,984	-0,228	0,02	0,038	100,00%
Supramed	-	-	-	-	-	-	0,002	4,30%
ITP	0,008	69,066	0,0000	1,008	-0,094	-0,01	0,003	7,00%
PI	0	63,307	0,0000	1,000	0,194	0	0,021	56,00%
Constante	3,79	165,33	0,0000	44,26	-	-	-	-

4.2.2. Análisis discriminante

El índice de efectividad de las funciones discriminantes es el 66% para todo el análisis, siendo algo superior para la clase quemado, el 67%, que para la clase no quemado, el 65%. Considerando las probabilidades a priori de clasificar correctamente un individuo (48,2% y 51,8%, respectivamente), el uso de las variables incluidas en el análisis mejora significativamente la estimación, con un 19,3% de mejora para la clase quemado y un 13,5%

para la clase no quemado (tabla 1). El error de omisión fue está en torno al 35% y el error de comisión al 32%.

El modelo discriminante resultante se compone de una sola función, que acumula el 100% de la varianza de la variable dependiente, con una correlación canónica de 0,380 y autovalores de 0,169, que verifican la relación entre la superficie quemada de los incendios y las variables independientes. Este modelo utiliza todas las variables de entrada, excepto el piso supramediterráneo y la variable SOUTH.

Las correlaciones positivas indican que los altos valores de esta función disminuye la zona quemada, mientras que el signo negativo favorece el fenómeno de la superficie quemada. Las variables de mayor peso con un signo negativo fueron el piso mesomediterráneo (-0,395) y matorrales (-0,385), seguido de la pendiente (-0,292) y coníferas (-0,233). Las variables más importantes con signo positivo fueron las dehesas (0,403) y frondosas (0,379), seguida del piso montano (0,260). La altitud y el piso colino también aparecieron con un signo positivo con valores entre 0,2 y 0,3. Los signos de los resultados de la correlación son similares a los del resultado de la regresión logística, significando que las grandes áreas quemadas se produjeron en la presencia de matorrales y coníferas, que se encuentra en el piso mesomediterráneo con pendientes más pronunciadas, mientras que las zonas menos quemadas parecía estar relacionado con las zonas de dehesas y los bosques de frondosas y ubicadas en los pisos colino y montano.

4.2.3. Árbol de Regresión

El porcentaje global de casos bien clasificados con este método está en torno al 67%, el 62% para la clase no quemado y el 73% para la clase de quemado (tabla 1). Considerando las probabilidades a priori de clasificar correctamente un individuo, el uso de las variables incluidas en el análisis mejora significativamente la estimación, en torno a un 10% para la ausencia de superficie quemada y en un 25,1% para la presencia de superficie quemada. Los errores de omisión fueron del 27%, mientras que los errores de comisión fueron más altos en torno al 37%.

El modelo final resultante ha utilizado todas las variables de entrada, aunque con diferente importancia (tabla 2). Había unas pocas variables que se destacaron como la temperatura media de verano, la precipitación de invierno y el piso mesomediterráneo con una

importancia normalizada cuyos valores se situaron en el tercio superior ($> 42,8$). La altitud, pendiente, la densidad de población y las coníferas se ubicaron en el segundo tercio de la importancia normalizado, con valores entre 26,7 y 42,8. Por último, en el último tercio de la importancia normalizada encontramos las siguientes variables: matorrales, el piso montano, dehesas (DEH) y frondosas, con valores entre 16,1 y 20,2. Las otras variables registraron valores por debajo de 10. Los resultados mostraron coincidencias con las otras dos técnicas sobre el papel de los pisos bioclimáticos, la cobertura de ocupación del suelo y la topografía, pero que diferían en la importancia dada a las variables climáticas que con AR ocuparon los primeros lugares

4.2.4. Síntesis de los métodos - superficie quemada

La clasificación conseguida mediante estos tres métodos es muy similar en términos estadísticos, puesto que los tres métodos consiguen clasificar correctamente cerca del 66-70% de los casos no seleccionados, lo que supone un incremento del 14% con respecto a la probabilidad a priori. Los errores de omisión y comisión también fueron similares para los tres modelos, tanto para los modelos de la calibración como para los de la validación, oscilando los errores entre 27% y el 35%.

Los tres métodos han empleado todas las variables de entrada, excepto la regresión logística y el análisis discriminante que no incluyeron la variable SOUTH ni el piso supramediterráneo. Estas variables presentaban muy poca importancia en los árboles de regresión. Las variables climáticas como precipitación de invierno y la temperatura media del verano mostraron un bajo peso en la RL y AD, pero fueron las variables más importantes en el AR.

En general, las variables de ocupación del suelo destacan en los modelos obtenidos de área quemada. El matorral y las coníferas fueron las variables de mayor peso en el análisis discriminante con signo negativo, mientras que las dehesas y las frondosas aparecieron con signo positivo y pesos relativos altos para el AD. Los tres métodos parecen discriminar la superficie quemada en lugares donde los matorrales y coníferas son dominantes localizados en el piso mesomediterráneo con pendientes pronunciadas. Por otro lado, zonas dominadas por frondosas y dehesas parecen tener la tendencia opuesta.

Dentro de las variables topográficas, sólo la pendiente parece tener un papel moderado en el modelado de la superficie quemada, ocupando el quinto puesto tanto en el árbol de

decisión como en el análisis discriminante. La altitud destacó con un cuarto puesto en los AR. El índice topográfico tuvo un papel neutral en todos los modelos. La densidad de población solo aparece con una importancia moderada en los AR.

Por último, los pisos fueron variables que aparecían destacados en los tres métodos, especialmente el piso mesomediterráneo como un lugar que podría ser muy adecuado para los incendios forestales, mientras tanto los pisos montano y colino mostraron una tendencia diferente con signos negativos que indicaban que la proporción más baja de incendios en estas regiones se desarrollaron en una escala diferente que en el piso mesomediterráneo.

4.3. Modelo por tamaño de incendios

4.3.1. Análisis discriminante

El índice de efectividad de las funciones discriminantes es el 60,3% para el conjunto de los incendios (tabla 3), aunque su distribución difiere notablemente en función de la categoría, con valores más altos en las categorías extremas, 86,6% y el 49,5% para los incendios entre 25-500 ha, y muy bajos en la clase intermedia, el 36,8% para los incendios entre 500-5000 ha. Considerando las probabilidades a priori de clasificar correctamente un individuo (en este caso, 26,5%, 33,1% y 40,4% para las tres clases definidas), el uso de las variables incluidas en el análisis mejora significativamente la estimación en las clases extremas, un 23,1% de mejora para la clase 25-500 ha y un 46,4% para la clase >5000 ha, y empeora su estimación para la clase intermedia, solamente 4,5% para la clase 500-5000 ha.

Tabla III. 3. Tabla de clasificación de los modelos TI. Clase I (25-500 ha); Clase II (500-5000 ha); Clase III (> 5000 ha). Cifras en negrita indican los valores más altos.

Tabla de clasificación		Pronosticados								
		Análisis discriminante				Árboles de regresión				
		I	II	III	% Correcto	I	II	III	% Correcto	
Casos seleccionados (60%)	Observados	I	49,5	27,6	23,0	49,5	52,6	30,2	17,3	52,6
		II	12,7	36,8	50,4	36,8	11,8	57,9	30,3	57,9
		III	0,6	12,8	86,6	86,6	2,3	14,7	83,1	83,1
		Total				60,3				66,6
Casos no seleccionados (40%)	Observados	I	49,9	26,6	23,5	49,9	52,7	31,0	16,4	52,7
		II	12,3	37,6	50,1	37,6	13,8	56,4	29,8	56,4
		III	0,5	12,7	86,8	86,8	3,6	14,9	81,5	81,5
		Total				60,9				65,6

El modelo discriminante resultante se compone de dos funciones, la primera (F1) maximiza las diferencias entre los valores de la variable dependiente, acumulando el 91,2% de la varianza y la segunda (F2) añade el 8,8% restante de la información. No existe correlación entre ambas funciones y la F2 es ortogonal a la F1, de manera que no exista ningún tipo de solape entre ellas. Las correlaciones canónicas de estas funciones son 0,607 y 0,231, respectivamente, y los autovalores 0,584 y 0,056. Estas funciones verifican la relación entre el tamaño de los incendios y las variables independientes. La función F1 explica una parte importante de la varianza de las variables incluidas en dicha función.

La variable con más capacidad para poder discriminar los tamaños de los incendios en la función 1 (tabla 4) es la precipitación de invierno (0,81), la temperatura media de verano (-0,5) seguida del piso mesomediterráneo (-0,44) con valores cercanos a 0,5. Con valores entre 0,2 y 0,4 se encuentran el piso montano, los pastizales y las coníferas. En el caso de la función 2, las variables más importantes fueron el piso colino y montano, con valores próximos a 0,5 seguidas de la densidad de población y frondosas (valores entre 0,2 y 0,3). En el análisis de los resultados no se han considerado los signos de las correlaciones, ya que estos se ven afectados por la contribución conjunta de las variables, de manera que la contribución de una variable puede cancelarse parcialmente por la contribución inversa de otra (Klecka, 1980).

Tabla III. 4. Importancia de las variables en los modelos TI. El AD descartó la variable SOUTH (-).

Variable	Análisis discriminante		Árbol de regresión			
	Correlación		Coeficientes de las funciones discrim.		Importancia	Importancia normalizada
	F1	F2	F1	F2		
Colino	0,3	0,44	0,13	6,07	0,03	24,10%
CON	-0,23	0,03	-0,36	0,34	0,011	9,40%
DEH	0,16	0,05	1,89	0,46	0,007	5,30%
MDT	0,19	-0,03	0	0	0,05	40,60%
FRO	0,09	-0,32	0,17	-0,95	0,011	8,80%
LN_DENS	0,13	-0,31	0,22	-0,34	0,067	55,10%
MAT	-0,08	0,15	-0,17	0,57	0	0,40%
Mesomediterráneo	-0,44	-0,09	-0,56	0,28	0,059	48,20%
Montano	0,43	0,42	0,34	4,38	0,056	45,60%
PAS	0,32	-0,07	0,78	-0,12	0,027	21,80%
PTE	-0,07	-0,16	-0,02	-0,02	0,011	9,30%
SOUTH	-	-	-	-	0,001	0,60%
TMV	-0,5	-0,02	-0,02	0,02	0,122	100,00%
Supramediterráneo	0,11	-0,08	-0,13	0,85	0,016	13,40%
ITP	0,05	0,03	0,01	0,001	0,003	2,30%
PI	0,81	0	0,001	-0,001	0,119	97,60%

4.3.2. Árbol de regresión

El porcentaje global de casos bien clasificados con este método está en torno al 66,1% (tabla 3). La clase con mayor ajuste es la de incendios mayores de 5000 ha, con valores próximos al 83%, seguida de la clase intermedia (500-5000 ha) que ofrece ajustes inferiores, en torno al 58% para los casos seleccionados y 56% para los casos no seleccionados. La clase de menor tamaño (25-500 ha), ofreció valores ligeramente inferiores, en torno a 52%. Considerando las probabilidades a priori de clasificar correctamente un individuo (en este caso, 26,5%, 33,1% y 40,4% para las tres clases definidas), el uso de las variables incluidas en el análisis mejora significativamente la estimación de la siguiente manera: 41,1% para los incendios más grandes, 23,3% para los incendios intermedios y 26,5% para los incendios más pequeños.

En el modelo resultante destaca la importancia de las dos variables climáticas, temperatura de verano y precipitación de invierno, que aparecen como los factores más importantes en la explicación del tamaño de los incendios en la España peninsular (tabla 4). Siguen en importancia, aunque a gran distancia, la densidad de población, los pisos bioclimáticos, y la altitud. El resto de las variables se encuentran en el tercio inferior de los valores de importancia normalizada.

4.3.3. Síntesis de los métodos - tamaños

La clasificación conseguida ofrece resultados superiores para el árbol de regresión, que clasifica correctamente el 65,6% de los casos no seleccionados, frente al 60,9 del análisis discriminante. Los mejores resultados se obtienen en la categoría >5000 ha, con el 81,5% y 86,8%, respectivamente. Mientras que la categoría 25-500 ha registra resultados intermedios, clasificando correctamente el 52,7% y 49,9%, respectivamente, la categoría 500-5000 ha ofrece los peores resultados para el caso del AD, con ajustes del 37,6% y, significativamente mejores para el AR con 56,4% de acuerdo.

Los dos métodos han empleado todas las variables de entrada, a excepción de la variable SOUTH para el AD. Destaca el papel de las variables climáticas por su capacidad de discriminación del tamaño de los incendios, siendo las variables de mayor peso en ambos modelos. Los dos pisos bioclimáticos, mesomediterráneo y montano, también tienen un

papel destacado en ambos modelos. Por último, la densidad de población aparece con un peso importante, siendo la tercera variable en el árbol de regresión.

En general, la ocupación del suelo aparece como variable poco destacada en los modelos obtenidos. Tan sólo aparecen las coníferas y los pastizales con un peso medio en la F1 del análisis discriminante. Lo mismo sucede con las variables topográficas, donde sólo la altitud aparece con valores medios en ambas funciones del análisis discriminante y en el árbol de regresión.

5. Discusión y conclusiones

Nuestros resultados mostraron una variación espacial, estadísticamente significativa, que explicaron el área quemada en la España peninsular durante el período 1991-2005, en cuanto a su extensión y emplazamiento geográfico, a partir de una serie de variables estructurales relacionadas con el fuego. Estas variables incluyen factores del medio físico, como ocupación del suelo, altitud, pendiente y variables climáticas, y de carácter humano, como la densidad de población, que determinan la probabilidad de inicio y/o propagación de los incendios para el periodo de estudio.

Los métodos analíticos empleados ofrecen modelos explicativos sólidos, con un alto porcentaje de acuerdo, mediante la combinación de variables que fueron estadísticamente significativas. En el caso del modelado de la superficie quemada, los resultados obtenidos no ofrecen diferencias significativas en función del análisis multivariante empleado. AR ofreció mejores resultados en las áreas quemadas y el RL para zonas no quemadas. Los tres modelos tienen un grado similar de acuerdo (66%) e incluyó las mismas variables explicativas (con pesos y tendencias similares) a excepción de AR que consideran las variables más importantes a la temperatura media de verano y la precipitación de invierno. Estas coincidencias indican el interés de las variables explicativas seleccionadas por los modelos y la utilidad de las técnicas analíticas usadas.

En líneas generales, los análisis de regresión han sido la técnica más ampliamente utilizada para la predicción de la ocurrencia de incendios (Carvacho, 1998; Kitzberger, 2002; Martell *et al.*, 1987; Martínez *et al.*, 2009; Pew y Larsen, 2001; Syphard *et al.*, 2008; Vasconcelos *et al.*, 2001). Los resultados de estos estudios, realizados en diversas regiones del Mundo,

presentan grandes similitudes con los obtenidos en este trabajo, resaltando la implicación de las variables biofísicas y antropogénicas en la ocurrencia de los incendios.

En este estudio, los AR parecen tener una mayor capacidad para clasificar área quemada con respecto a los otros dos métodos, sin embargo clasificó peor las zonas no quemadas. En el caso de prevalecer los errores de omisión sobre los de comisión, resultaría más adecuado utilizar esta técnica, que además presenta otras ventajas como pueden ser: no hay necesidad de considerar los supuestos de la distribución subyacente de los valores de las variables explicativas, los AR pueden tratar datos numéricos independientemente de la asimetría de los mismos, así como variables categóricas; los AR separan las variables en diferentes valores que pueden ser muy prácticas en aplicaciones operativas reales.

Los resultados obtenidos para el tamaño de los incendios fueron mejores para el árbol de regresión frente al análisis discriminante, pero ambas técnicas incluyen prácticamente las mismas variables explicativas (con pesos análogos). Ambos métodos obtuvieron una mejor clasificación de la categoría los incendios más grandes y peores para los más pequeños. Los incendios de tamaños intermedios fueron mejor clasificados por los AR que por el AD que no los llegó a discriminar correctamente. Los AR lograron una mejor discriminación de esa clase en casi un 19%. Como en el caso de la superficie quemada, las coincidencias entre ambos modelos indican el interés explicativo de las variables seleccionadas y la utilidad de las técnicas analíticas aplicadas. Estas técnicas han sido utilizadas para modelar la severidad y el tamaño de los incendios en Montana con fiabilidades globales del 70%, muy próximas a las obtenidas en este estudio, destacando las variables altitud y precipitación anual como variables más significativas (Rollins *et al.*, 2004). El mejor resultado de los AR puede estar relacionado con que esta técnica no requiera datos paramétricos, por lo que las variables utilizadas, al no cumplir la hipótesis de normalidad, se ajustarían mejor a esta técnica. Aunque DA es en esencia un análisis paramétrico y como se ha supuesto que tanto la superficie quemada y las variables explicativas no presentaban una distribución normal, el uso de métodos paramétricos con datos con una distribución no normal podría llevarse a cabo de todos modos con un resultado satisfactorio.

Los mejores resultados de la categoría de mayor tamaño (>5000 ha) parecen relacionados con la gran homogeneidad que presentan las tres variables principales, produciéndose

principalmente en el PB mesomediterráneo, con altas temperaturas en verano y precipitaciones bajas a moderadas. En el caso de las categorías de menor tamaño, los incendios registrados ofrecen situaciones dispares en cuanto a estas variables, prevaleciendo los de menor tamaño en los pisos de la región eurosiberiana, con los valores de temperatura más bajos y los más elevados de precipitación, y los de tamaño medio en pisos de la región mediterránea, con valores intermedios en temperatura y precipitación a las dos categorías anteriores. No obstante, también se registran un número importante de incendios de tamaño medio en la región eurosiberiana e incendios de tamaño pequeño en la mediterránea, lo que conlleva una peor clasificación de estas categorías frente a la de mayor tamaño.

Los modelos resultantes de superficie quemada y de los tamaños de los incendios mostraron características diferentes. La superficie quemada estaba más relacionada con las coberturas de uso de suelos combinado con los pisos y la pendiente, mientras que el tamaño de los incendios estaba más relacionado con las variables climáticas, pisos bioclimáticos y densidad de población.

A excepción de los AR, los modelos de la superficie quemada mostraron que las variables climáticas tuvieron poco peso. Sin embargo, estas dos variables climáticas fueron las que más importancia tuvieron para el tamaño de los incendios. Este dato es acorde a los estudios realizados en diversas regiones del mundo que ponen de manifiesto que las precipitaciones de invierno-primavera contribuyen al desarrollo de la vegetación y determinan la cantidad de combustible disponible para el incendio, incidiendo en su tamaño (Flannigan y Harrington, 1988; Swetnam, 1993; Viegas y Viegas, 1994). Pausas (2004) encontró correlación entre el tamaño de los incendios y la precipitación de verano para los incendios de la parte oriental de la Península Ibérica, aunque con signos negativos, lo que estaría más asociado al contenido de humedad que al combustible disponible.

Las fluctuaciones climáticas, que determinan las condiciones hídricas de la vegetación, afectan a la severidad de los incendios forestales, tanto a escala temporal como espacial (Westerling *et al.*, 2002). En el oeste de EEUU se ha encontrado una alta correlación de la temperatura y la precipitación con el tamaño de los incendios, coincidiendo los incendios de mayores dimensiones con las mayores temperaturas de verano, deshielos prematuros y

mayores precipitaciones en invierno y primavera (Westerling *et al.*, 2003a; Westerling y Bryant, 2008; Westerling *et al.*, 2006). En Sierra Nevada, California, en plantaciones de Sequoia, la correlación entre la precipitación de invierno-primavera con el área quemada mostró valores negativos, mientras que con la temperatura de verano la correlación fue positiva (Swetnam, 1993). La misma tendencia se encontró en el período 1953-1980 en Canadá (Flannigan y Harrington, 1988).

En los modelos de superficie quemada, las variables con mayor peso son las de ocupación del suelo, con signo positivo en el caso de las cubiertas forestales (matorral y coníferas), es decir, mayor superficie quemada en estas categorías, y negativo con las frondosas y dehesas. Sin embargo, estas variables no son las más determinantes en el tamaño de los incendios. Los resultados son coherentes si tenemos en cuenta el alto porcentaje de incendios que ocurren en estas formaciones vegetales. El matorral supone el 53,8% de la superficie total quemada en el área de estudio y en ese período (1991-2005) y el 22,5% pertenece a las coníferas, por lo que estas cubiertas detentan el 76,3% de la superficie quemada (Verdú y Salas, 2010). Esta diferencia tan significativa en la superficie quemada, no lo es en el tamaño de los incendios para el caso del matorral, donde está repartido de forma similar para las tres clases de mayor a menor (21,5%, 16,5% y 16%), ni para los incendios relacionados con las coníferas (12,2%, 7,5%, 3,3%).

El hecho de que la pendiente aparezca en la explicación de la superficie quemada y no en el tamaño de los incendios, se contradice con los resultados obtenidos por otros autores, que utilizando técnicas similares no encontraban correlación entre la superficie quemada y la pendiente en una zona de Italia, justificando este hecho en la mayor relación de la pendiente con la propagación del incendio que con la ocurrencia (Amatulli y Camia, 2007). La diferencia de resultados entre ambos trabajos radica en la variable dependiente, los puntos de ignición, en el caso italiano, y el área quemada, en este estudio. La pendiente también aparece como variable principal para determinar la probabilidad de la ocurrencia mediante el uso del algoritmo CART en una zona montañosa de la región mediterránea (Lozano *et al.*, 2008).

A excepción de los AR, la densidad de población no ha sido incluida en los modelos finales de superficie quemada. Sin embargo, esta variable si fue incluida en los modelos de los tamaños de los incendios. Atendiendo al signo de esta variable en el análisis discriminante, los

incendios más grandes se producen en núcleos más densamente poblados. A este respecto, hay que considerar que las grandes poblaciones, al no contar con incendios forestales, quedan fuera de esa premisa. Por otro lado, hay que tener en cuenta que esta variable aparece en la F2, que sólo explica el 8% de la varianza, por lo que hay que ser muy cautos en su interpretación. Al tratarse de un estudio a nivel nacional, esta variable parece marcar las diferencias entre las altas densidades de población de la costa mediterránea, donde se producen los incendios de mayores dimensiones, frente a la menor densidad de la cornisa cantábrica, donde predominan los incendios de menor dimensión. Cabría esperar que la tendencia fuese distinta si se cambiase la escala de trabajo.

Por último, los pisos bioclimáticos aparecen relacionados tanto con los modelos de superficie quemada como en los de tamaños de incendios. El piso mesomediterráneo registró mayor área quemada y los incendios más grandes que la región eurosiberiana. Estos datos coinciden con la distribución de los incendios en estos sectores. En el piso colino el 99,2% de los incendios tienen un tamaño entre 25-500 ha, registrando el 90,8% de la superficie quemada, y no existen incendios >5000 ha. En el piso mesomediterráneo, los incendios mayores de 500 ha suponen el 18% del total y registra el 84,6% de la superficie quemada.

Los resultados obtenidos en función de la superficie quemada y tamaño de los incendios evidencian la existencia de dos regiones claramente diferenciadas por sus características biológicas y climáticas. La región eurosiberiana, formada por un ecosistema arbolado denso relativamente húmedo y con abundante combustible, se caracteriza por la alta ocurrencia de incendios de pequeño tamaño. En esta región se registra un régimen de incendios de energía limitada, donde la inflamabilidad del combustible suele ser el factor limitante para el riesgo de incendios (Westerling y Bryant, 2008). Si se observa la causalidad de los incendios en el piso correspondiente en dicha región hay que destacar el alto porcentaje de incendios de origen humano (intencionados, 72,7%). En este tipo de ecosistema los grandes incendios solo ocurren cuando hay suficiente energía disponible para secar el abundante combustible (Balling *et al.*, 1992; Westerling y Bryant, 2008).

Por otro lado, la región mediterránea, formada por un ecosistema seco dominado por tipos de vegetación como matorral y coníferas, se caracteriza por una menor ocurrencia de

incendios, pero de mayores dimensiones. Aquí el porcentaje de incendios de origen humano supone el 56% (intencionado), muy inferior a la región eurosiberiana. En esta región se registra un régimen de incendios de humedad limitada, en el que la propagación de grandes incendios se puede ver limitada por la disponibilidad de combustible. No obstante, cuando este tipo de ecosistemas recibe precipitaciones por encima de lo normal, experimenta un mayor crecimiento de la vegetación que se seca rápidamente en los meses de verano, normalmente seco, y proporciona un aumento de la carga de combustible (Littell *et al.*, 2009; Westerling y Bryant, 2008). Esta situación, unida a la existencia de periodos con poca actividad de incendios, produce una acumulación de gran cantidad de combustibles, que da lugar a incendios muy extensos (Swetnam, 1993). Este hecho ha sido constatado en el Este de la Península Ibérica para el periodo 1991-1995, en el que se registraron un número importante de grandes incendios (mayores de 5000 ha), tras años previos relativamente suaves en términos de cantidad de área quemada (Pausas, 2004).

Finalmente, el uso de la información obtenida mediante estas técnicas de análisis respecto a las características de la superficie quemada y de los tamaños de los incendios es de gran interés para los planes de gestión de incendios forestales, ya que, en cierta medida, permite establecer zonas de riesgo de incendios. También puede ser útil para declarar los planes estratégicos de defensa para las zonas de riesgo y colocar la vigilancia y equipos operativos disponibles para dichas zonas de riesgo de incendio. La inclusión de diferentes tipos de especies forestales en los planes de reforestación puede funcionar como zonas de interrupción del combustible para prevenir tanto el tamaño de los incendios forestales como la superficie quemada total.

Los métodos de análisis propuestos en este estudio podrían aplicarse en otras regiones si todas las variables espaciales necesarias estuviesen disponibles para ese territorio. Sin embargo, las variables finales seleccionadas pueden ser diferentes dependiendo de la región. Su precisión dependerá de la frecuencia con que esas variables se actualizan y la modificación de las características de los incendios con el tiempo. Por otra parte, los modelos de regresión obtenidos mejoraron nuestra comprensión de las diferencias regionales en la distribución de los incendios forestales.

6. Agradecimientos

Dar toda mi gratitud a COWI por permitirme usar sus instalaciones y medios y dejarme emplear muchas horas de trabajo para poder terminar este artículo. Dar también mi gratitud a la DGB para la utilización de los datos. Las observaciones formuladas por los revisores anónimos se agradecen gratamente.

7. Referencias

- Aguado, I. y Rodríguez y Silva, F. (2004): "El factor meteorológico en los incendios forestales". En Chuvieco, E., y Martín, P. (Ed.): *Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. Madrid, CSIC. Instituto de Economía y Geografía, pp. 190.
- Amatulli, G. y Camia, A. (2007): Exploring the Relationships of Fire Occurrence Variables by means of CART and MARS models, Sevilla,
- Anderson, H. E. (1982): Aids to Determining Fuel Models For Estimating Fire Behavior. p. 28. USDA, Ogden (Utah).
- Bacallao Gallestey, C. J., Parapar de la Riestra, J. M., Roque Gil, M. y Bacallao Guerra, J. (2004): Árboles de regresión y otras opciones metodológicas aplicadas a la predicción del rendimiento académico. Educación Médica Superior.
- Badía-Perpinyà, A. y Pallares-Barbera, M. (2006): "Spatial distribution of ignitions in Mediterranean periurban and rural areas: the case of Catalonia". *International Journal of Wildland Fire*, 15, pp. 187-196.
- Bailey, R. G. y Zoltai, S. C. (1985): "Ecological regionalization in Canada and the United States". *Geoforum*, 16, 3, pp. 265-275.
- Balling, R. C., Meyer, G. A. y Wells, S. G. (1992): "Relation of surface climate and burned area in Yellowstone National Park". *Agricultural and Forest Meteorology*, 60, pp. 285-293.
- Breiman, L., Friedman, J. H., Olshen, R. A. y Stone, C. G. (1984): *Classification and regression trees*. Belmont, California, Wadsworth International Group.
- Broncano, M. J. y Retana, J. (2004): " Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin". *International Journal of Wildland Fire*, 13, pp. 209-216.

- Carvacho, L. (1998): "Evaluación de la estimación de grandes incendios forestales en la cuenca mediterránea europea por redes neuronales y regresión logística". *Serie Geográfica (Universidad de Alcalá)*, 7, pp. 73-85.
- Chuvieco, E., Giglio, L. y Justice, C. (2008): "Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data". *Global Change Biology*, 14, pp. 1488-1502.
- Chuvieco, E., Salas, F. J., Carvacho, L. y Rodríguez-Silva, F. (1999): "Integrated fire risk mapping". En Chuvieco, E. (Ed.): *Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean*. Berlin, Springer-Verlag, pp. 61-84.
- Collins, B. M., Kelly, M., vanWagtendonk, J. W. y Stephens, S. L. (2007): "Spatial patterns of large natural fires in Sierra Nevada wilderness area". *Landscape Ecology*, 22, pp. 545-557.
- Deng, Y., Chen, X., Chuvieco, E., Warner, T. y Wilson, J. P. (2007): "Multi-scale linkages between topographic attributes and vegetation indices in a mountainous landscape". *Remote Sensing of Environment*, 111, 1, pp. 122-134.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F. y Pons, X. (2004): "Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain". *Landscape Ecology*, 19, pp. 731-745.
- ESRI. (2009): ArcGIS 9.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA).
- Ferrán Aranaz, M. (2002): *Curso de SPSS para Windows*, McGraw-Hill.
- Flannigan, M. D. y Harrington, J. B. (1988): "A Study of the Relation of Meteorological Variables to Monthly Provincial Area Burned by Wildfire in Canada (1953-1980)". *Journal of Applied Meteorology*, 27, 4, pp. 441-452.
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R. y Stocks, B. J. (2005): "Future Area Burned in Canada". *Climatic Change*, 72, 1, pp. 1-16.
- Healey, J. F. (1999): *Statistics: A tool for social research - 5th ed.*, Wadsworth Publishing Company.
- Johnson, E. A. (1992): *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*. Cambridge, United Kingdom., Cambridge University Press.
- Kasischke, E. S. y Turetsky, M. R. (2006): "Recent changes in the fire regime across the North American boreal region—Spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska". *GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS*, 33, L09703, pp.
- Kitzberger, T. (2002): "ENSO as a forewarning tool of regional fire occurrence in northern Patagonia, Argentina". *International Journal of Wildland Fire*, 11, 1, pp. 33-39.

- Klecka, W. R. (1980): *Discriminant Analysis*, Sage Publications, Inc.
- Leone, V., Koutsias, N., Martínez, J., Vega-García, C. y Allgöwer, B. (2003): *The role of remote sensing*, World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd.
- Littell, J. S., McKenzie, D., Peterson, D. L. y Westerling, A. L. (2009): "Climate and Ecoprovince Fire Area Burned in Western U.S. Ecoprovinces, 1916-2003". *Ecological Applications*, 19, 4, pp. 1003-1021.
- Lozano, F. J., Suárez-Seoane, S., Kelly, M. y Luis, E. (2008): "A multi-scale approach for modelling fire occurrence probability using satellite data and classification trees: A case study in a mountainous Mediterranean region". *Remote Sensing of Environment*, 112, 3, pp. 708-719.
- Maingi, J. K. y Henry, M. C. (2007): "Factors influencing wildfire occurrence and distribution in eastern Kentucky, USA". *International Journal of Wildland Fire*, 16, 1, pp. 23-33.
- Martell, D. L., Otukol, S. y Stocks, B. J. (1987): "A logistic model for predicting daily people-caused forest fire occurrence in Ontario". *Canadian Journal of Forest Research* 17, pp. 394-401.
- Martínez, J. (2004): "Análisis, estimación y cartografía del riesgo humano de incendios forestales". *Departamento de Geografía - Universidad de Alcalá*, PhD, pp. 350.
- Martínez, J. y Martín, M. P. (2004): "Los incendios forestales en España. Análisis de incidencia y causalidad". En Chuvieco, E., y Martín, P. (Ed.): *Nuevas tecnologías para la estimación del riesgo de incendios forestales*. Madrid, CSIC. Instituto de Economía y Geografía, pp. 12-22.
- Martínez, J., Vega-García, C. y Chuvieco, E. (2009): "Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain". *Journal of Environmental Management*, 90, pp. 1241-1252.
- Menard, S. (2004): "Six Approaches to Calculating Standardized Logistic Regression Coefficients". *The American Statistician*, 58, 3, pp. 218-223.
- Minnich, R. A. y Bahre, C. J. (1995): "Wildland fire and chaparral succession along the California-Baja California boundary". *International Journal of Wildland Fire*, 5, 1, pp. 13-24.
- Mouillot, F., Ratte, J. P., Joffre, R., Moreno, J. M. y Rambal, S. (2003): "Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France)". *Landscape Ecology*, 18, pp. 665-674.

- NATLAN (2000): CLC 1990 CORINE Land Cover 250m. European Environment Agency, Copenhagen. <http://natlan.eea.europa.eu/dataservice>.
- NATLAN (2005): CLC 2000 CORINE Land Cover 100m. European Environment Agency, Copenhagen. <http://natlan.eea.europa.eu/dataservice>.
- Nieto, H., Aguado, I. y Chuvieco, E. (2006): "Estimation of lightning-caused fires occurrence probability in Central Spain". *Forest Ecology and Management*, 234, 1, pp.
- Ninyerola, M., Pons, X. y Roure, J. M. (2005): *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*, ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.
- Pausas, J. G. (2004): "Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin)". *Climatic Change*, 63, pp. 337-350.
- Pew, K. L. y Larsen, C. P. S. (2001): "GIS analysis of spatial and temporal patterns of human-caused wildfires in the temperate rain forest of Vancouver Island, Canada". *Forest Ecology and Management*, 140, 1, pp. 1-18.
- Prasad, V. K., Badarinathb, K. V. S. y Eaturu, A. (2007): "Biophysical and anthropogenic controls of forest fires in the Deccan Plateau, India". *Journal of Environmental Management*, doi:10.1016/j.jenvman.2006.11.017, pp.
- Preisler, H. K., Brillinger, D. R., Burgan, R. E. y Benoit, J. W. (2004): "Probability based models for estimation of wildfire risk". *International Journal of Wildland Fire*, 13, pp. 133-142.
- Rivas-Martínez, S. (1987): *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (España).
- Rollins, M. G., Keane, R. E. y Parsons, R. A. (2004): "Mapping fuels and fire regimes using remote sensing, ecosystem simulation, and gradient modelling". *Ecological Applications*, 14, 1, pp. 75-95.
- Román-Cuesta, R. M., Gracia, M. y Retana, J. (2009): "Factors influencing the formation of unburned forest islands within the perimeter of a large forest fire". *Forest Ecology and Management*, 258, 2, pp. 71-80.
- Rothermel, R. C. (1983): "How to Predict the Spread and Intensity of Forest and Range Fires". *USDA Forest Service*, INT-143, pp.
- Rothermel, R. C. (1991): "Predicting behaviour and size of crown fires in the northern Rocky Mountains". *USDA Forest Service*, Res. Pap. INT-115, pp.

- Ruiz de la Torre, J. (1999): *Mapa forestal de España. Escala 1:1.000.000*. MMA. Secretaría General de Medio Ambiente. DGCN. Madrid, España
- Salas, J. y Chuvieco, E. (1994): "GIS applications for forest fire risk mapping". *Wildfire*, 3, pp. 7-13.
- Swetnam, T. W. (1993): "Fire History and Climate Change in Giant Sequoia Groves". *Science*, 262, 5135, pp. 885-889.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keeley, J. E., Hawbaker, T. J., Clayton, M. K., Stewart, S. I. y Hammer, R. B. (2007): "Human influence on California fire regimes". *Ecological Applications*, 17, 5, pp. 1388-1402.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keuler, N. S., Taylor, R. S., Hawbaker, T. J., Stewart, S. I. y Clayton, M. K. (2008): "Predicting spatial patterns of fire on a southern California landscape". *International Journal of Wildland Fire*, 17, pp. 602-613.
- Turner, M. G. y Romme, W. H. (1994): "Landscape dynamics in crown fire ecosystems". *Landscape Ecology*, 9, 1, pp. 59-77.
- Vasconcelos, M. J. P., Silva, S., Tomé, M., Alvim, M. y Pereira, J. M. C. (2001): "Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neural networks". *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 67, pp. 73-83.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. (2006): "Recent fire regime in peninsular Spain in relation to forest potential productivity and population density". *International Journal of Wildland fire*, 15, pp. 397-405.
- Vázquez, A., Pérez, B., Fernández-González, F., Moreno, J. M. y Franklin, J. (2002): "Recent fire regime characteristics and potential natural vegetation relationships in Spain". *Journal of Vegetation Science*, 13, 5, pp. 663-676.
- Vélez, R. (2000): *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Madrid, McGraw-Hill.
- Verdú, F. y Salas, J. (2010): "Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005". *Geofocus*, 10, pp. 54-81.
- Viegas, D. X. y Viegas, M. T. (1994): "A Relationship Between Rainfall and Burned Area for Portugal". *International Journal of Wildland Fire*, 4, 1, pp. 11-16.

- Vilar, L., Woolford, D. G., Martell, D. L. y Martín, M. P. (2010): "A model for predicting human-caused wildfire occurrence in the region of Madrid, Spain". *International Journal of Wildland Fire*, 19, 3, pp. 325-337.
- Weiss, A. D. (2001): Topographic Positions and Landforms Analysis (Conference Poster), San Diego, California,
- Westerling, A. L., Brown, T. J., Gershunov, A., Cayan, D. R. y Dettinger, M. D. (2003a): "Climate and Wildfire in the Western United States". *Bulletin of the American Meteorological Society*, 84, 5, pp. 585-604.
- Westerling, A. L. y Bryant, B. P. (2008): "Climate change and wildfire in California". *Climate Change*, 87 (Suppl 1), pp. 231-249.
- Westerling, A. L., Gershunov, A. y Cayan, D. R. (2003b): "Statistical Forecasts of the 2003 Western Wildfire Season Using Canonical Correlation Analysis". *Experimental Long-Lead Forecast Bulletin*, 12, 1,2, pp. 49-53.
- Westerling, A. L., Gershunov, A., Cayan, D. R. y Barnett, T. P. (2002): "Long lead statistical forecasts of area burned in western U. S. wildfires by ecosystem province". *International Journal of Wildland Fire*, 11, pp. 257-266.
- Westerling, A. L., Hidalgo, H. G., Cayan, D. R. y Swetnam, T. W. (2006): "Warming and Earlier Spring Increase Western U.S. Forest Wildfire Activity". *Science*, 313, 5789, pp. 940-943.
- Whelan, R. J. (1995): *The ecology of fire*, Cambridge University Press.

Capítulo IV. Caracterización geométrica de los incendios forestales ocurridos en la España peninsular entre 1991-2005

Publicación derivada:

Verdú, F., & Salas, J. (2010, en revisión). Geometric characterization of forest fires in peninsular Spain from 1991-2005. *Canadian Journal of Forest Research*

Caracterización geométrica de los incendios forestales ocurridos en la España peninsular entre 1991-2005

Resumen

La caracterización geométrica de los incendios forestales es una herramienta útil para entender mejor su impacto sobre el paisaje. En este estudio se han utilizado diversas unidades métricas de forma para analizar la geometría de los incendios forestales registrados en la España peninsular entre los años 1991-2005. Se han utilizado los incendios mayores de 25 ha cartografiados a partir del análisis visual de imágenes de satélite (3337 incendios, 1.004.502 ha). El estudio se ha realizado a dos niveles, considerado las posibles diferencias en función del tamaño de los incendios y las posibles diferencias regionales, a partir de los pisos bioclimáticos de las series de vegetación. Los resultados muestran diferencias significativas en la geometría de los incendios forestales en función de los pisos bioclimáticos, con incendios más pequeños, más complejos, con un mayor grado de heterogeneidad y más dispersos, por lo general, en la región eurosiberiana que en la región mediterránea. También se observan diferencias significativas en la geometría de los incendios en función de su tamaño, con incendios más irregulares cuanto mayor es su tamaño. El mayor tamaño de los incendios se asocia a determinadas ocupaciones del suelo, principalmente a matorrales y coníferas. Además, se observan diferencias notables en el tamaño de los incendios en función de la orientación geográfica.

Palabras clave: incendio forestal, geometría, unidad métrica, pisos bioclimáticos, variación espacial

Abstract

The geometric characterization of forest fires is a useful tool to better understand their impact on the landscape. In this study we have used a set of different metric units to analyze the geometry of the forest fires in peninsular Spain during the years 1991-2005. Forest fires that have been used were over 25 has mapped from visual analysis of satellite imagery (3337

fires, 1.004.502 ha). The study was conducted at two levels, considering the differences in the size of the fires and possible regional differences, from the ecozones of vegetation series. The results show significant differences in the geometry of forest fires based on the ecozones, with smaller fires, more complex, with greater heterogeneity and more scattered, usually in the Eurosiberian region than in the Mediterranean region. It was also observed significant differences in the geometry of the fire in terms of its size which implied that larger fires had greater irregularity. The larger size of fires is associated with certain land occupations, mainly shrubs and conifers. Moreover, there are notable differences in the size of fires in terms of geographical orientation.

Keywords: forest fire, geometry, metric unit, ecozones, spatial variation

1. Introducción

Los incendios forestales producen importantes cambios ecológicos en las cubiertas forestales afectadas, especialmente en paisajes muy compartimentados, como el de la Cuenca Mediterránea Europea. Estos cambios están directamente relacionados con el régimen de incendios, que depende de las características fisiográficas, biológicas y antropogénicas del territorio. Diferentes regímenes de incendio dan lugar a diferencias en la heterogeneidad ecológica del paisaje.

Los incendios forestales forman parte fundamental de la historia del paisaje mediterráneo. El régimen de incendios en estas zonas está íntimamente relacionado con el uso intensivo del paisaje al que se han visto sometidas durante miles de años (Pausas *et al.*, 2008). A diferencia de otras regiones del Mundo (Granström, 1993; Kasischke *et al.*, 2002; Larjavaara *et al.*, 2005; Wierzychowski *et al.*, 2002), en la Península Ibérica sólo el 4% de los incendios se deben a factores naturales (Nieto *et al.*, 2006). La mayoría de los incendios están asociados a la actividad humana, ya sea de forma directa, mediante actividades agrícolas, o bien de forma indirecta, como causa accidental de los mismos (Vélez, 2000).

El paisaje resultante de la interacción entre el hombre y la incidencia histórica de los incendios forestales determina la heterogeneidad biológica y ecológica que el paisaje experimenta (Parisien *et al.*, 2006). Por ello, para explicar esta heterogeneidad es importante conocer los regímenes de incendios forestales ligados a los procesos ecológicos

inherentes a la formación de los paisajes (Turner *et al.*, 1998). El efecto de los incendios forestales a nivel de paisaje ha sido estudiado por varios autores en distintas regiones del mundo (Díaz-Delgado *et al.*, 2004; Haydon *et al.*, 2000a, b; Kashian *et al.*, 2006; Krummel *et al.*, 1987; Niklasson y Granström, 2000; Turner, 1990). El análisis del régimen de incendios en el paisaje mediterráneo ha sido uno de los más destacados (Millington *et al.*, 2007; Mouillot *et al.*, 2003; Pausas *et al.*, 2008; Vázquez y Moreno, 1993; Vázquez y Moreno, 2001; Wittenberg *et al.*, 2007). En estos trabajos se ha utilizado como base la geometría fractal (Mandelbrot, 1982), ampliamente utilizada en el análisis de las relaciones entre el paisaje y los fenómenos que lo perturban, ya sean de carácter natural o humano (López Arias, 1999).

En este tipo de estudios, el paisaje se define como un territorio que es espacialmente heterogéneo en al menos un punto de interés, mientras que la mancha es una parte de ese territorio que difiere de sus alrededores en naturaleza y apariencia (Turner *et al.*, 2001). Para cuantificar las variaciones que un paisaje o mancha experimenta se utilizan unidades métricas. En el caso del paisaje, estas unidades hacen referencia a las relaciones espaciales entre las manchas en un mismo territorio, tales como índices de vecindad, contagio o dispersión. Las unidades de manchas son descriptivas de éstas en ese territorio, como por ejemplo la relación entre área y perímetro, el índice de simplicidad de borde o el de excentricidad, muy útiles para explicar los patrones espaciales de los incendios forestales (Haydon *et al.*, 2000a). Las unidades métricas sirven, en definitiva, para cuantificar la heterogeneidad y estructura espacial de un determinado territorio (Chuvieco, 1996; Turner *et al.*, 2001). El cálculo de muchas de estas unidades métricas puede realizarse a partir de software variado, como FRAGSTATS (Mcgarigal *et al.*, 2002), Patch Analyst (Rempel y Carr, 2008; Rempel y Kaufmann, 2003) o el programa de tratamiento de imágenes IAN (Universidad de Wisconsin; <http://landscape.forest.wisc.edu/projects/ian/>). Junto a las unidades métricas, se han planteado otro tipo de variables descriptivas de las manchas relacionadas con los incendios forestales, que describen las variaciones de los mismos, como es la orientación de los incendios.

La administración forestal requiere de una mejor comprensión del efecto causado por el fuego para la adecuada toma de decisiones de control y planificación territorial. En este contexto, el conocimiento de las características geométricas de los incendios es una pieza más a considerar en la definición de los patrones espaciales de este fenómeno. Además, es

importante realizar un análisis integrado de los factores que afectan a la ocurrencia de incendios para predecir y gestionar el impacto generado sobre los ecosistemas, el clima y la atmósfera (Di Bella *et al.*, 2006).

2. Hipótesis y objetivos

La literatura consultada muestra diferencias espaciales significativas en los valores de las unidades métricas de paisaje aplicadas a los incendios forestales. Estas diferencias aparecen relacionadas con las características fisiográficas, biológicas y antropogénicas del territorio. En el caso de la Península Ibérica, existen contrastes geográficos importantes entre sus diversas regiones bioclimáticas, por lo que cabe esperar patrones de caracterización geométrica de los incendios forestales muy diversos. La división en regiones bioclimáticas de España más aceptada es la propuesta por Rivas-Martínez (1987), que divide el territorio en una serie de pisos bioclimáticos (PB) a los que corresponden unas determinadas series de vegetación. Esta zonificación espacial, basada en las características del medio (topografía, clima, y vegetación), está muy relacionada con la ocurrencia de incendios. La primera hipótesis de este trabajo es que existirán diferencias marcadas en las características geométricas de los incendios en función de los pisos bioclimáticos.

Por otro lado, el tamaño de los incendios puede ser un factor determinante en la forma final de los incendios y podría afectar a las unidades métricas consideradas pudiendo existir diferencias espaciales significativas que ayude a discriminar la geometría de los incendios por su tamaño.

En base a estas hipótesis, el objetivo principal de este estudio es analizar las características geométricas de los incendios forestales sucedidos en la España peninsular en el periodo 1991-2005, considerando el tamaño de los incendios y su distribución espacial en los pisos bioclimáticos.

3. Material

3.1. Ocurrencia de incendios

La información base es la cartografía de áreas quemadas de la España peninsular para el período 1991-2005 obtenida a partir del análisis visual de imágenes de satélite, que denominaremos Base de Datos de Área Quemada - BDAQ - (Verdú y Salas, 2010). Para su

generación se utilizaron mosaicos de imágenes LANDSAT (1991, 1995, 1999 y 2000) y SPOT (2005), realizando un análisis visual mediante la comparación de dos fechas sucesivas (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005). La eficacia de este producto se contrastó con los datos de la Base de Datos de Incendios Forestales de la Dirección General de la Biodiversidad (organismo dependiente del Ministerio de medio ambiente y medio rural y marino), obteniendo una correlación del 73% entre ambos documentos. Esta cartografía recoge 1.004.502 ha de superficie quemada, en un total de 3337 incendios mayores de 25 ha, de los cuales 850.168 se corresponden a superficie forestal (84,6%).

Para la división de esta variable en función de su tamaño se ha utilizado la propuesta de la Dirección General de la Biodiversidad (DGB), basada en su utilidad para la gestión forestal, que establece los siguientes rangos: 25-100 ha, 100-250 ha, 250-500 ha, 500-1000 ha, 1000-5000 ha y > 5000 ha. La tabla 1 recoge la distribución de los incendios cartografiados en la BDAQ en función de estos rangos. En esta clasificación, a medida que el tamaño aumenta, disminuye el número de incendios forestales. Así, los incendios mayores de 5000 ha suponen más del 36% de la superficie total, aunque solo representan el 0,6% de todos los incendios. Los incendios entre 1000-5000 ha suponen el 22,1% de la superficie quemada y el 3% del número de incendios. En el extremo opuesto, los incendios de menor tamaño, entre 25-100 ha, tan solo registran el 10,4% de la superficie quemada, aunque representan el 61% de los incendios (Verdú y Salas, 2010).

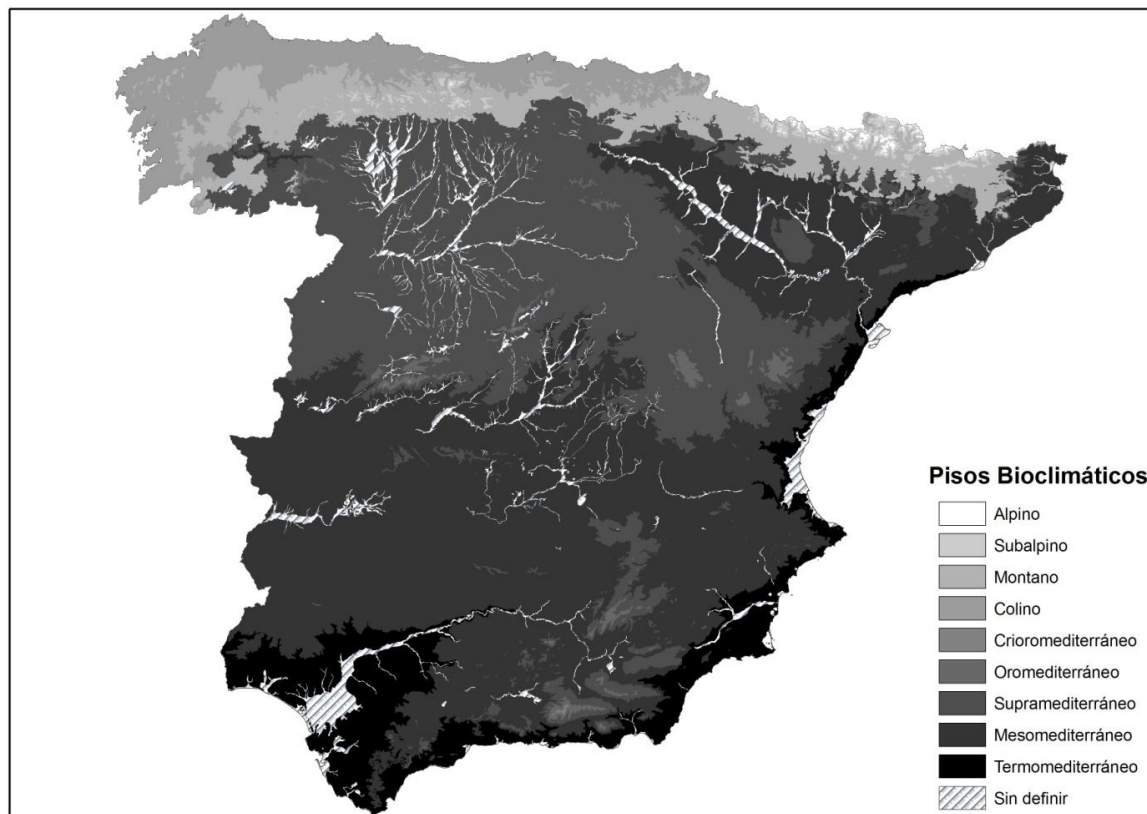
3.2. Mapa de pisos bioclimáticos

Para regionalizar la España peninsular se han utilizado los pisos bioclimáticos (PB) del Mapa de las Series de Vegetación (Rivas-Martínez, 1987). Se consideran como pisos bioclimáticos "cada uno de los tipos de medios que se suceden en una zonación altitudinal, delimitadas en función de las biocenosis y factores climáticos cambiantes" (Rivas-Martínez, 1983).

En la España peninsular aparecen dos regiones corológicas: la eurosiberiana, donde se encuentran los pisos alpino (por su escasa incidencia de incendios no será utilizado en este estudio), subalpino, montano y colino, y la mediterránea, con los pisos crioromediterráneo (por su escasa incidencia de incendios no será utilizado en este estudio), oromediterráneo, supramediterráneo, mesomediterráneo y termomediterráneo (figura 1). Los pisos bioclimáticos se definen como cada uno de los tipos que se suceden en una zonación altitudinal o latitudinal y, en la práctica, se delimitan en función de los factores climáticos y

de las comunidades vegetales. Los principales factores climáticos utilizados son la precipitación anual, la temperatura media anual (T), la temperatura media de las mínimas del mes más frío (m) y la media de las máximas del mes más frío (M), estas últimas integradas en un índice de termicidad ($It=(T+m+M)*10$).

Figura IV. 1. Pisos bioclimáticos de las series de vegetación (Rivas-Martínez, 1987).



4. Métodos

En la bibliografía consultada no aparecen estudios sobre las características geométricas de los incendios forestales para el conjunto de la España peninsular, aunque sí existen estudios de carácter local, como el trabajo de Vázquez y Moreno (2001) para la Sierra de Gredos y el de Díaz-Delgado *et al.* (2004) para Cataluña. Este tipo de análisis sí se ha realizado con carácter regional para otras zonas del mundo, realizado por Haydon *et al.* (2000a; 2000b) para Australia y por Parisien *et al.* (2006) para Canadá. El análisis efectuado en este trabajo seguirá un enfoque muy similar al de estos estudios, basándose en el análisis de diversas unidades métricas de forma de los incendios y, por otro lado, en la orientación geográfica de éstos.

4.1. Unidades métricas de forma

Las unidades métricas de forma seleccionadas para este estudio son de uso generalizado y se pueden dividir en dos categorías: de mancha y de paisaje. En la primera, las unidades de estudio son los polígonos individuales de cada incendio (manchas), mientras que la segunda considera como unidad de estudio el paisaje entero (por ejemplo, un determinado PB), donde se analizan todos los incendios de forma simultánea. Estos índices se calculan en función de dos variables, el tamaño de los incendios y la distribución espacial en los pisos bioclimáticos. Para la variable “tamaño de incendio” solo es posible utilizar las primeras, que se han concretado en la relación perímetro-área, la dimensión fractal, la excentricidad y la complejidad. En este caso se obtiene el valor de estos índices para cada incendio y se realiza la media para cada rango de tamaño. Para la variable “pisos bioclimáticos” se utilizan las variables anteriores (las medias de los incendios registrados en cada piso), junto a unidades de paisaje, concretamente el estadístico del vecino más próximo, el tamaño medio de los incendios y la densidad de incendios, estimados como un valor único por piso bioclimático.

La relación perímetro-área (**P/A**) es el ratio entre el perímetro (m) y el área de cada mancha (ha). El área (**A**) y el perímetro (**P**) de los incendios se calculó en ArcGIS (Esri, 2009) a partir de los polígonos de la BDAQ. La relación **P/A** tiene en cuenta la forma y la complejidad de las manchas. Se trata de una medida de la complejidad de las formas de los incendios y es una expresión de la heterogeneidad espacial del paisaje.

Otro parámetro utilizado para analizar la irregularidad de los polígonos, también dependiente del área, es la dimensión fractal (**FD**), tal como proponen McGarigal y Marks (1995). El análisis se llevó a cabo a nivel vectorial con el programa Patch Analyst (Rempel y Carr, 2008; Rempel y Kaufmann, 2003). La FD mide el grado de irregularidad de los polígonos y oscila entre 1, para polígonos cuyos perímetros son muy regulares, y 2, para polígonos cuyos perímetros son muy irregulares. La FD se define como:

$$\log P \approx \frac{1}{2} D * \log A$$

donde D caracteriza la dimensión fractal tal que el perímetro (P) se relaciona con el área (A) para cada incendio.

La FD depende claramente del tamaño de las manchas, de manera que a valores altos de área quemada, la dimensión fractal tiende a disminuir. También puede verse afectada por la resolución espacial utilizada, de forma que un mayor nivel de detalle puede conllevar una disminución de la dimensión fractal (Rutledge, 1998).

Las formas de los incendios se cuantificaron con 2 medidas métricas complementarias, que miden la excentricidad (**M_m**) y la complejidad de los incendios (**ESI**). La excentricidad se obtuvo a partir de las distancias del eje principal máximo dividido por su eje perpendicular en su punto más ancho, calculados a partir de la función *Zonal Geometry* en ArcGIS (Esri, 2009). Valores de M_m cercanos a 1 indican formas circulares, mayores que 1 formas alargadas y menores que 1 formas achatadas. En el caso de los incendios, la excentricidad está relacionada con la velocidad del viento, aumentando cuando ésta aumenta (Catchpole *et al.*, 1993), por lo que este indicador se utiliza a menudo para describir el grado en que los incendios se han visto afectados por el viento (Parisien *et al.*, 2006). Junto al viento, la topografía, que condiciona la propagación de los incendios, será otro factor determinante de la forma final de los incendios (Viegas, 1994).

La complejidad se calcula mediante el índice de simplicidad de borde (ESI), que representa la relación del área de un incendio real *i* cualquiera con el área de un círculo con un perímetro idéntico al del incendio. Este índice se calcula de la manera siguiente: dado que para un círculo de radio *r*, $P = 2\pi r$, entonces $r = P/2\pi$, y $r^2 = P^2/4\pi^2$. Sustituyendo la última expresión de r^2 en $A = \pi r^2$, dividiendo el área del incendio *i* por el resultado, y simplificando, resulta $4\pi A/P_i^2$, donde A y P son el área y el perímetro del incendio *i*, respectivamente (Haydon *et al.*, 2000a). Este es un índice que oscila entre 0 (muy complejo) y 1 (nada complejo). Incendios con valores inferiores a 1 presentarían perímetros más complejos. Una relación de 1 indica que el incendio tiene una forma circular y no se ha visto muy afectado por el viento o por otros factores, como los topográficos.

Para determinar si existen diferencias estadísticas de estos cuatro índices en función del tamaño de los incendios y de los pisos bioclimáticos se realizaron análisis de la varianza con un factor (ANOVA), con un intervalo de confianza del 95%.

El estadístico del vecino más cercano (**NNI**) se calculó mediante el *average nearest neighbor* en ArcGIS, basado en el algoritmo desarrollado por (Clark y Evans, 1954). Este estadístico

compara la distancia media del vecino más cercano a una distancia aleatoria según el número de incendios y el tamaño de los PB, indicando el grado de agrupación de los incendios dentro de cada piso bioclimático. El índice del vecino más cercano se expresa como la relación de la distancia observada dividida por la distancia esperada. La distancia esperada es la distancia media entre vecinos en una hipotética distribución aleatoria. Si el índice es menor que 1, el patrón es de agrupamiento, mientras si el índice es mayor que 1, la tendencia es hacia la dispersión y a mayores valores de este índice mayor dispersión presentan los incendios. En el caso de ser menor que 1, cuánto menor es el valor de dicho índice mayor es el agrupamiento. Este análisis se apoyó con un test de significación (Z) para indicar si los valores observados de la distancia de la media del vecino más cercano fueron significativamente diferentes de la distancia aleatoria.

El tamaño medio de los incendios por PB se obtuvo mediante la media aritmética. Y la densidad de incendios por PB se calculó dividiendo el número total de incendios por PB entre la superficie total de dicho PB (por cada 1000 ha). La densidad de incendios tiene la ventaja que se puede utilizar para comparar diferentes paisajes (PB) de distinto tamaño.

Por último, se realizó un análisis multivariable de componentes principales (PCA) para poder evaluar las diferencias relativas entre los PB mediante el uso de las unidades métricas P/A, M_m, ESI y FD, así como el NNI. Se utilizó el método Varimax de rotación, y se utilizaron los dos autovectores con mayor varianza explicada para poder presentar las posibles diferencias entre los PB en un eje de coordenadas.

4.2. Orientación geográfica de los incendios

Junto a las unidades métricas de forma, se consideró la orientación geográfica de propagación (**BEA**). Para cada incendio se mide la orientación (grados) del eje de longitud máxima, clasificándolo en una de las siguientes clases: O-E, SO-NE, NO-SE y S-N en función de la orientación geográfica obtenida por ArcInfo mediante la función *zonal geometry* (Esri, 2009). Al no contar con la dirección real del incendio, estas fueron las clases finales, ya que sin esa información un perímetro con una orientación concreta (por ejemplo, E-O) no podía asignarse a ninguna de las dos direcciones posibles (en el ejemplo, E y O). Se calculó el número de incendios y el tamaño medio de éstos para cada orientación, tanto a nivel global como por pisos bioclimáticos.

Para determinar si las diferencias entre las clases de orientación dentro de cada PB eran significativas, se aplicaron dos tipos de análisis estadísticos, según se tratase de los tamaños de los incendios (A) y de la frecuencia de incendios (B). En ambos casos, se quiere contrastar la hipótesis nula de igualdad de medias (A) o de frecuencias observadas y esperadas (B), mediante el análisis de la varianza y el test de χ^2 , respectivamente. Se rechazará la hipótesis nula si el p-valor asociado es menor que 0,05, lo que conlleva diferencias significativas entre los distintos grupos.

5. Resultados

5.1. Unidades métricas espaciales

En función del tamaño, se registra un menor número de incendios a medida que su tamaño aumenta, registrándose el 61% de los incendios en la categoría de menor tamaño (25-100 ha), frente al 0,6% en la categoría de mayor tamaño (> 5000 ha). Esta tendencia es la contraria a la observada en la superficie quemada, en la que los grandes incendios registran el 36% de la superficie total quemada, en tanto que los de menor tamaño solo suponen el 10%. La tabla 1 y la figura 2 recogen los valores de las unidades métricas calculadas en función de las clases de tamaño de los incendios.

Tabla IV. 1. Unidades métricas de forma de los incendios por tamaño.

BDAQ (ha)	Nº IF	BDAQ (ha)	M_m	ESI	P/A	FD
25-100	2034	104950	2,595	0,340	0,010	1,287
100-250	753	116405	2,343	0,314	0,006	1,272
250-500	283	99194	2,154	0,302	0,004	1,259
500-1000	143	98305	2,085	0,269	0,003	1,257
1000-5000	105	221684	2,179	0,240	0,002	1,250
>5000	19	363964	2,645	0,203	0,001	1,230
Total	3337	1004502				

La complejidad (ESI) presenta valores cercanos a cero (0,20 a 0,34), que apuntan a formas complejas, que se alejan de una hipotética forma circular perfecta. A medida que aumenta el tamaño de los incendios disminuye el valor de esta variable (figura 2), lo que indica formas más irregulares. El estadístico F muestra valores relativamente altos y con una significación elevada (14,7; $p < 0,0001$). Los valores de P/A (0,001 a 0,010) van disminuyendo a medida que aumenta el tamaño (figura 2), lo que apunta a que los incendios más grandes son más

compactos. En este índice se observa una clara distinción entre todos los grupos, que se confirma con el valor de F (1859,7; $p < 0,0001$), el más elevado de todos los índices y con una alta significación. La FD presenta valores superiores a 1,2, indicando formas irregulares, que disminuyen a medida que aumenta el tamaño de los incendios. El análisis de varianza no muestra una clara distinción entre las dos categorías de mayor tamaño (1000-5000 ha y mayores de 5000 ha), lo que se manifiesta en un valor del estadístico F inferior al de P/A, aunque con una alta significación (52,9; $p < 0,0001$). Finalmente, la excentricidad (M_m) ofrece valores superiores a 2 (2,08 a 2,64) en todas las categorías, lo que indica, en general, incendios con formas alargadas. Los valores son descendentes desde los incendios más pequeños (25-100 ha) a los de la clase 500-1000 ha y ascendentes a partir de esta categoría (figura 2). El estadístico F fue el más bajo de todas las unidades métricas analizadas (10,9; $p < 0,0001$). El análisis de varianza indica que todas las unidades métricas utilizadas poseen diferencias significativas en función del tamaño de los incendios.

En el caso de los pisos bioclimáticos, se observa una clara diferencia entre las regiones eurosiberiana y mediterránea en función del número de incendios y de la superficie quemada. En la primera, se registra el 35,3% de todos los incendios, cuando su superficie solo supone el 14,7% de todo el territorio, y el 10% de la superficie quemada. Este dato se confirma con el tamaño medio de los incendios, registrándose en la región eurosiberiana los incendios de menor tamaño (entre 74 y 92 ha), frente a los de mayores dimensiones de la zona mediterránea (entre 155 y 709 ha). Atendiendo a los valores extremos, las diferencias son notables, siendo el tamaño medio de los incendios en el piso mesomediterráneo 10 veces superior al del piso colino.

Las unidades métricas calculadas en función de los pisos bioclimáticos también reflejan grandes diferencias entre estas dos regiones (tabla 2). En la región eurosiberiana se registran mayor densidad de manchas, mayor excentricidad (M_m), menor compacidad (P/A), mayor complejidad (ESI) y mayor irregularidad (FD) que en la mediterránea. El criterio de agrupación (NNI) no muestra una clara diferencia entre estas dos grandes regiones, aunque sí entre pisos bioclimáticos.

Tabla IV. 2. Unidades métricas de los incendios por PB.

	Tamaño Medio	Densidad	M_m	ESI	P/A	FD	NN Índice (Z)	Nº IF (%)	Área PB (%)
Colino	74,23	0,144	2,570	0,286	0,010	1,298	0,847 (-6,1)	13	6,1
Subalpino	91,08	0,051	2,915	0,339	0,009	1,279	1,56 (5)	0,7	0,9
Montano	92,36	0,190	2,468	0,286	0,010	1,295	0,785 (-11,1)	21,6	7,7
Oromed	155,06	0,132	2,308	0,343	0,008	1,273	2,133 (16,8)	1,8	0,9
Supramed	238,70	0,071	2,488	0,323	0,008	1,277	0,775 (-13,9)	31,1	29,6
Termomed	288,09	0,056	2,340	0,349	0,006	1,263	0,973 (-0,75)	6,5	7,9
Mesomed	709,28	0,039	2,392	0,368	0,006	1,259	0,769 (-12,7)	24,6	42,6
Media	235,54	0,098	2,497	0,328	0,008	1,278	1,12		

Dentro de la región eurosiberiana, si exceptuamos el piso subalpino, que solo cuenta con el 0,7% de los incendios registrados en la BDAQ, los pisos colino y montano ofrecen valores muy similares en las diversas unidades métricas calculadas. Entre estos dos pisos se registran diferencias mínimas, que se concretan en un menor tamaño medio, menor densidad de incendios, mayor excentricidad (M_m) y mayor irregularidad (FD) del piso colino, donde se registran las temperaturas más elevadas.

Dentro de la región mediterránea, el tamaño de los incendios aumenta desde el piso oromediterráneo, caracterizado por las temperaturas más bajas y las mayores precipitaciones, al piso mesomediterráneo, de mayores temperaturas y menores precipitaciones. Se excluye de esta tendencia el piso termomediterráneo, que pese a registrar peores condiciones climáticas, registra un tamaño de incendio inferior al piso mesomediterráneo. Las diferencias entre pisos son notables, siendo el tamaño medio de los incendios en el piso oromediterráneo 5 veces inferior al del piso mesomediterráneo. El resto de las variables en los pisos bioclimáticos mediterráneos parecen agruparse en dos bloques. Por un lado, los pisos meso y termomediterráneo, los de mayores temperaturas y menores precipitaciones, que registran los valores más altos de ESI y los más bajos de densidad, FD y P/A, es decir, mayor regularidad y compacidad y menor complejidad. Por otro lado, los pisos oro y supramediterráneo presentan un comportamiento inverso. El índice de excentricidad

(M_m) queda fuera de este comportamiento, si bien sus valores indican que los incendios registrados en todos los pisos son excéntricos y alargados, con valores en torno a 2,4.

Atendiendo a estos indicadores, se observa una clara distinción de los PB en tres grupos de características similares (figura 2): (i) los PB subalpino, montano y colino, (ii) el oromediterráneo y supramediterráneo, y (iii) el mesomediterráneo y termomediterráneo. El P/A y FD ofrecieron los valores más altos en el primer grupo, descendiendo en el segundo y tercero, mientras que ESI mostró la tendencia contraria. La excentricidad fue similar en todos los PB. El análisis de varianza indica que todas las unidades métricas utilizadas, excepto la excentricidad (M_m), poseen diferencias significativas en función de los pisos bioclimáticos. La diferencia más significativa fue para el ratio P/A ($F=121,1$; $p<0,0001$), seguido de ESI ($F=193,9$; $p<0,0001$) y FD ($72,9$; $p<0,0001$).

Figura IV. 2. Análisis de la varianza por clases de tamaño y por pisos bioclimáticos. En la columna de la izquierda se muestra por clases de tamaño del incendio en el mismo orden de la siguiente manera: 25 a 100, 100-250, 250-500, 500-1000, 1000-5000 y más de 5000 hectáreas. En la columna de la derecha se muestra por pisos bioclimáticos en el mismo orden de la siguiente manera: subalpino, montano, colino, oromediterráneo, supramediterráneo, mesomediterráneo y termomediterráneo.

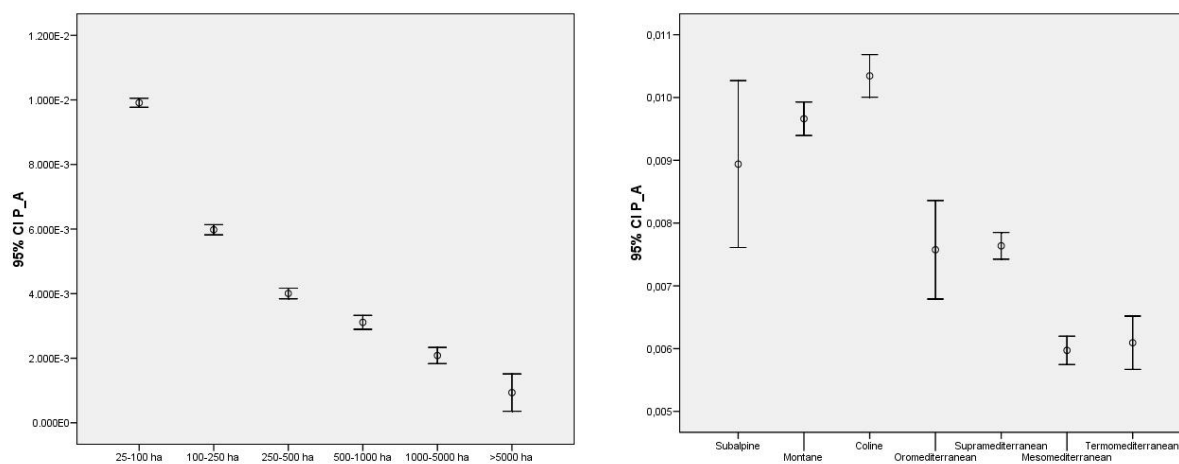
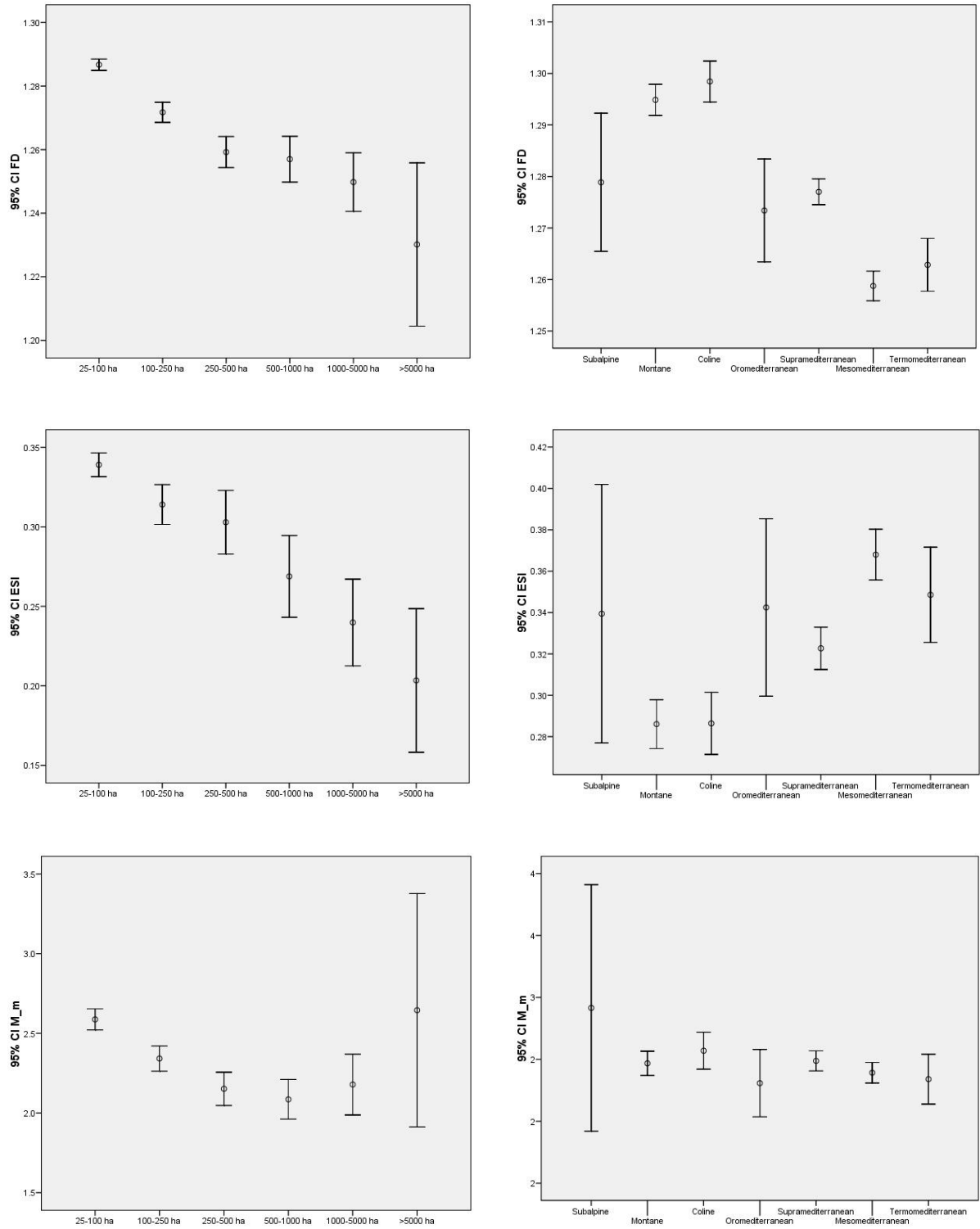


Figura IV. 2 (Continuación). Análisis de la varianza por clases de tamaño y por pisos bioclimáticos. En la columna de la izquierda se muestra por clases de tamaño del incendio en el mismo orden de la siguiente manera: 25 a 100, 100-250, 250-500, 500-1000, 1000-5000 y más de 5000 hectáreas. En la columna de la derecha se muestra por pisos bioclimáticos en el mismo orden de la siguiente manera: subalpino, montano, colino, oromediterráneo, supramediterráneo, mesomediterráneo y termomediterráneo.

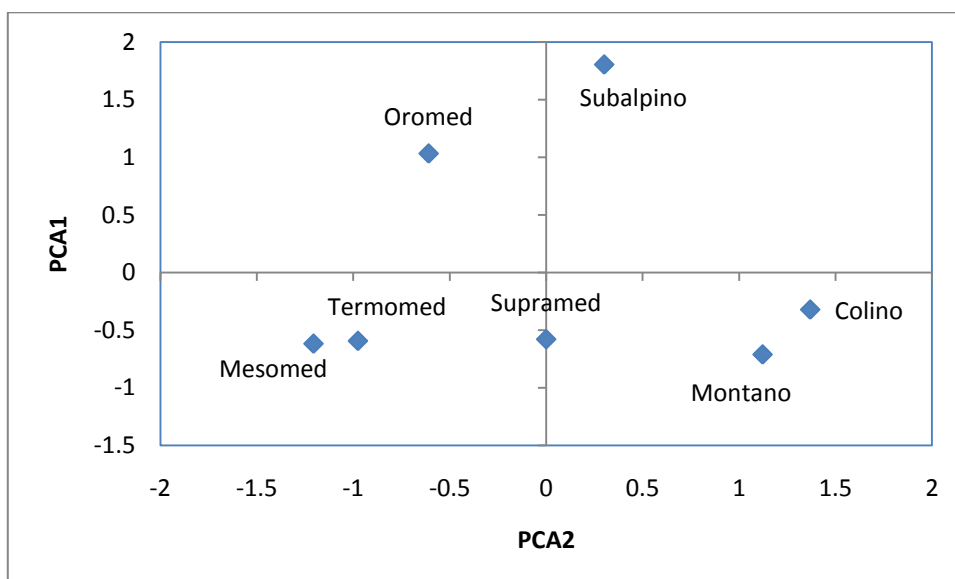


El criterio de agrupación (NNI) muestra, en términos generales, una distribución espacial agrupada, dado que sus valores están por debajo de 1 (entre 0,76 y 0,97), a excepción de los PB oromediterráneo (2,13) y subalpino (1,56), cuyos valores muestran una distribución espacial dispersa de los incendios. En general, se observa una clara relación entre el número de incendios y el NNI, siendo menores los valores de éste cuando aumenta el número de incendios. Este hecho es especialmente evidente si se consideran las dos grandes ecoregiones por separado, de manera que en cada una de ellas se observa claramente como el NNI es mayor cuanto menor es el número de incendios registrados. En su conjunto, los test de significación (Z) son significativos, lo que implica una probabilidad menor del 1% de que estos patrones se deban a un proceso aleatorio.

5.2. Análisis de componentes principales

Los dos primeros ejes explicaban el 61,9% y el 22,8% de toda la varianza, respectivamente. Las cargas de las distintas variables en los ejes principales mostraron que para el eje 1, la FD (0,99), P/A (0,98) y M_m (0,48) formaron un subgrupo con signo positivo, mientras que ESI (-0,95) y NNI (-0,21) eran parte de otro subgrupo con signo negativo. El segundo eje tuvo como principales variables, con signo positivo, a NNI, M_m, ESI y P/A (0,84; 0,59; 0,24 y 0,18, respectivamente). En función de las cargas, FD, P/A y ESI son las variables que explican la varianza del eje 1, en tanto que NNI y, en menor medida, M_m explican la varianza del eje 2. En el eje 1, la oposición en el signo de las cargas de ESI frente a FD y P/A confirma la tendencia observada en el análisis de estas unidades métricas (figura 3).

Figura IV. 3. Análisis de las componentes principales.

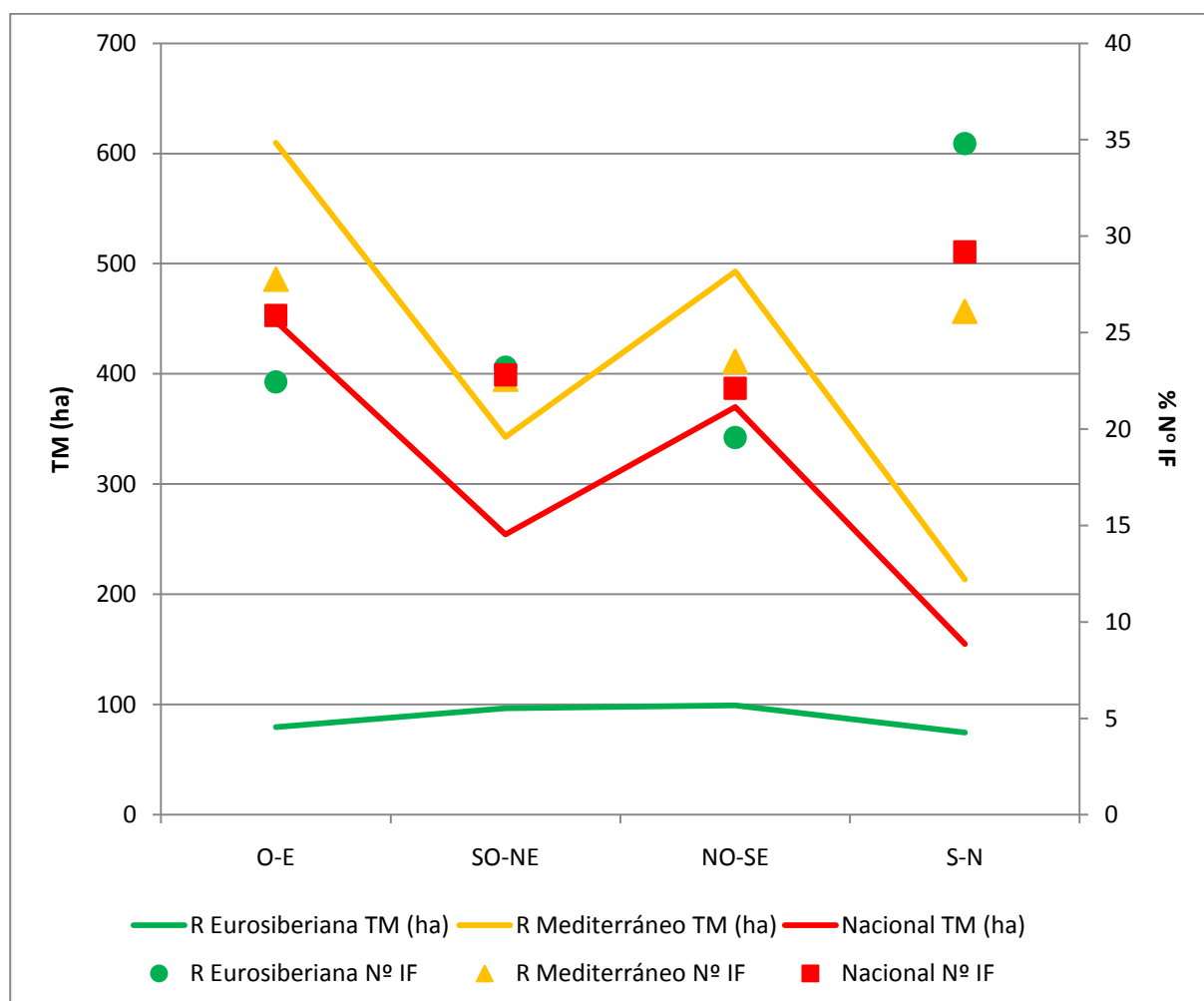


Atendiendo a la distribución de los pisos bioclimáticos en los nuevos ejes (figura 3), aparece una clara separación entre las dos grandes regiones bioclimáticas, la eurosiberiana y la mediterránea, en función del eje 2, aunque el piso subalpino queda alejado de los otros dos eurosiberianos (colino y montano) y el oromediterráneo queda alejado de los otros tres mediterráneos, respecto del eje 1. Dentro de la región mediterránea, forman un grupo compacto los pisos meso y termomediterráneo, y en la región eurosiberiana, los pisos colino y montano.

5.3. Orientación geográfica de los incendios

Las orientaciones E-O registran la primera posición en cuanto al tamaño de los incendios (447 ha) y la segunda en cuanto al número de incendios (864), detentando el 39% de la superficie quemada total (figura 4, tabla 5).

Figura IV. 4. Distribución de BDAQ - Orientación. TM = tamaño medio. Nº IF = Número de incendios.



Las orientaciones S-N registran el mayor número de incendios (974), pero su tamaño medio es el menor de las cuatro orientaciones (155 ha), lo que supone en torno al 15% de la superficie total quemada. Las orientaciones SO-NE y NO-SE muestran valores similares entre sí en la ocurrencia, donde se registran los valores más bajos (en torno a 750 incendios).

En el caso del tamaño, se sitúan en posiciones intermedias entre las orientaciones E-O y S-N, con valores medios de 254 y 370 ha, respectivamente. Estas dos orientaciones acumulan el 46% de la superficie total quemada. En el caso del tamaño de los incendios hay diferencias significativas en la distribución en función de la orientación geográfica ($F=5,046$; $p \leq 0,0001$). En general, todos los pisos bioclimáticos se ajustan a la distribución de incendios según la orientación comentada anteriormente, con un mayor número de incendios en las orientaciones S-N, seguida de O-E, y un mayor tamaño medio en las orientaciones O-E. Al igual que en el nivel global los test de significación para los diversos PB no mostraron diferencias significativas en la distribución de la frecuencia de incendios en función de la orientación geográfica excepto para los PB montano y colino ($p \leq 0,05$). En el caso de los tamaños de los incendios, aunque se aprecian diferencias marcadas en casi todos los PB, que puede llegar a ser hasta tres veces superior entre la orientación con los incendios de mayor y menor tamaño (pisos mesomediterráneo y subalpino), las diferencias solo fueron significativas para los PB colino y supramediterráneo ($p \leq 0,0001$).

Tabla IV. 3. Distribución de la BDAQ según la orientación por Piso Bioclimático. TM = tamaño medio. N° IF = Número de incendios.

PB	O-E (864)		SO-NE (761)		NO-SE (738)		S-N (974)	
	% N° IF	TM (ha)	% N° IF	TM (ha)	% N° IF	TM (ha)	% N° IF	TM (ha)
Subalpino	0,1	57,0	0,2	92,6	0,2	157,7	0,1	43,3
Montano	4,9	89,2	4,4	93,9	4,6	111,6	7,7	82,0
Colino	2,9	64,2	3,6	100,1	2,1	67,4	4,4	63,2
Oromed	0,5	154,9	0,4	216,6	0,4	137,0	0,6	127,8
Supramed	7,9	401,7	7,2	171,4	7,7	236,5	8,3	144,9
Mesomed	7,4	969,8	5,7	582,9	5,4	936,6	6,1	311,2
Termomed	2,1	275,8	1,2	309,3	1,5	348,4	1,8	236,2
Total	25,7	287,5	22,6	223,8	21,9	285,0	29,1	144,1
R Eurosiberiana	7.9	70.1	8.2	95.5	6.9	112.2	12.2	62.8
R Mediterránea	17.9	450.6	14.5	320.1	15.0	414.6	16.8	205.0

No existe una diferenciación significativa entre los distintos pisos bioclimáticos en función de las orientaciones de los incendios forestales. Sin embargo, sí parecen diferenciarse las dos

grandes regiones, eurosiberiana y mediterránea. En la primera, los incendios de mayor tamaño se producen en las orientaciones NO-SE, en las que se registran el menor número de incendios, y los incendios de menor tamaño se producen en las orientaciones N-S, donde se registra el mayor número de incendios (figura 4 y tabla 3).

En la región mediterránea el mayor número de incendios y los incendios de mayor tamaño se producen en las orientaciones O-E y el menor tamaño de incendios en las orientaciones S-N, donde se registra la segunda posición en cuanto al número de incendios. Dentro de esta región, el piso oromediterráneo ofrece un comportamiento similar a la región eurosiberiana. Los test de significación ($p \geq 0,05$) no mostraron diferencias significativas en la frecuencia de incendios en los PB en función de la orientación geográfica.

6. Discusión

El tamaño se configura como un elemento clave en la forma de los incendios forestales de la Península Ibérica registrados en el período de estudio. Tres de los cuatro índices utilizados mostraron una clara relación con esta variable. El índice ESI muestra una relación positiva entre el tamaño de los incendios y la complejidad de su forma, con formas más complejas a medida que aumenta el tamaño de éstos. Este dato coincide con los resultados obtenidos por Haydon et al. (2000a) en Australia y Parisien et al. (2006), por un lado, y, Eberhart y Woodard (1987), por otro, en Canadá. Esta tendencia no parece cumplirse en el caso del índice P/A, en el que aparece una relación inversa a la registrada por los otros índices. En principio, los incendios con formas más complejas tienden a tener un mayor perímetro y por tanto un mayor ratio P/A, sin embargo, este ratio, dada una misma forma, tiende a subestimar los incendios más grandes, al tener una relación negativa con el tamaño (área) de los incendios (Rutledge, 1998). Esta misma circunstancia se aprecia en la dimensión fractal, que ofrece valores entre 1,23 y 1,28, similares a los obtenidos en Australia (Haydon et al., 2000a). En este contexto, resulta más adecuado utilizar el índice de forma ESI, para poder eliminar la dependencia del área. En cualquiera de los casos, en función de los valores de estos índices, los incendios analizados presentan, en general, formas complejas.

La excentricidad o elongación (M_m) es el índice que ofrece menor relación con el tamaño de los incendios, apareciendo los valores más altos tanto en la categoría de los incendios de mayores dimensiones como en la de los más pequeños. Su valor medio para el conjunto del

territorio está en torno a 2,6, similar a los encontrados en Australia y Canadá (Eberhart y Woodard, 1987; Haydon *et al.*, 2000a; Parisien *et al.*, 2006).

En general, la geometría de los incendios forestales también muestra una clara diferenciación en función de las regiones bioclimáticas, que aparecen agrupadas en tres clases: (i) región eurosiberiana, (ii) pisos oro y supramediterráneo, y (iii) pisos meso y termomediterráneo. Esta agrupación coincide con la distribución de las precipitaciones y las temperaturas, registrando la región eurosiberiana las mayores precipitaciones y las menores temperaturas, frente a los pisos meso-termomediterráneo, con las menores precipitaciones y las temperaturas más elevadas. Los índices ESI, P/A y FD muestran mayor complejidad para la región eurosiberiana, seguida de los pisos oro-supramediterráneo y, por último, los pisos meso-termomediterráneo. A diferencia de lo que sucedía con el tamaño de los incendios, en este caso estos tres índices coinciden en su interpretación, ya que en este caso cada región incluye incendios de distinto tamaño y el área afecta más o menos por igual a todos los pisos. La excentricidad (M_m) muestra la misma tendencia que los índices anteriores, siendo mayor en la región eurosiberiana que en la mediterránea.

Los resultados obtenidos evidencian diferencias significativas en la forma de los incendios entre los diversos pisos bioclimáticos, que se asemejan a las obtenidas en un estudio sobre Canadá (Parisien *et al.*, 2006), realzando las diferencias espaciales en función de esta variable. Estas regiones también se diferencian por la ocurrencia de los incendios forestales, registrándose un número muy elevado de incendios en la eurosiberiana, frente a la mediterránea, pero de menor tamaño medio. Este comportamiento conlleva valores de densidad de incendios muy superiores en la región eurosiberiana, que indicaría un mayor grado de heterogeneidad en esta región (Mcgarigal *et al.*, 2002), coincidiendo con los resultados de los índices de forma. Este hecho se apoya en la fragmentación existente en los PB de la región eurosiberiana, donde el tamaño de los incendios es inferior, en general, a los de la región mediterránea, lo que conlleva a que la relación P/A aumente a medida que los incendios se hacen más pequeños.

El tamaño medio de los incendios y su forma también están asociados a las cubiertas vegetales presentes en las ecoregiones, que condicionan la disponibilidad de combustible e inflamabilidad. En función de estas variables, los matorrales y coníferas tienen mayores

índices de propagación que los bosques mixtos y frondosas, lo que daría lugar a tamaños mayores de incendios. Los pastizales, aunque se propaguen de forma rápida, ocupan pequeñas extensiones en el área de estudio. La mayor dimensión de los incendios en la región mediterránea aparece claramente relacionada con el tipo de vegetación afectada, alcanzando coníferas y matorrales el 76% de la superficie quemada (Verdú y Salas, 2010), en tanto que en la región eurosiberiana la superficie quemada se distribuye, principalmente, entre pastizales (30%), bosques mixtos (32%) y frondosas (12%). Este hecho presenta su mayor evidencia en los pisos supra y mesomediterráneo, donde se registran los incendios de mayor tamaño, en los que se quema el 95% de las coníferas y el 82% de los matorrales del conjunto del territorio.

El uso del NNI no muestra claras diferencias entre las dos ecoregiones (eurosiberiana y mediterránea), pero sí una fuerte relación con el número de incendios, de manera que a medida que aumenta el número de incendios el NNI disminuye. Esta relación es más evidente si se analiza cada ecoregión por separado. En función de este índice se consideran como patrones dispersos los pisos con menor número de incendios de cada una de las ecoregiones (subalpino y oromediterráneo) y con patrones de agrupación el resto de los pisos (Mcgarigal *et al.*, 2002). La extensión y el tipo de cubierta de vegetación más representativa en el PB oromediterráneo es la ocupación de espacios de vegetación escasa (73%), que dada sus características no parece favorecer la continuidad de los combustibles y dificulta la continuidad de los incendios, de ahí su mayor dispersión. Para el caso del PB subalpino, la dispersión es inferior al PB oromediterráneo, lo que puede deberse a que al dominar los pastizales y matorrales (52%) la continuidad de la vegetación es mayor y favorece la propagación de los incendios, como se apunta en algunos estudios realizados en Canadá (Cumming, 2001; Parisien *et al.*, 2006).

La variación espacial que caracteriza la geometría de los incendios forestales del área de estudio entre los distintos PB queda patente en el análisis de componentes principales, que marca claramente las diferencias entre las dos ecoregiones (eurosiberiana versus mediterránea). Dentro de la región mediterránea cabe destacar dos grupos en función del tamaño y forma de los incendios, el meso-termomediterráneo y el oro-supramediterráneo. En esta agrupación, los pisos subalpino y oromediterráneo aparecen notablemente separados del resto de los pisos. Este distanciamiento podría deberse al pequeño número de

incendios que ocurren en estos pisos (0,7% y 1.8%, respectivamente) o bien a las condiciones ambientales, con un clima más húmedo, topografía más rugosa y vegetación que se compone, principalmente, de pastizales y espacios de vegetación escasa (54% y 82%, respectivamente), muy diferenciadas del resto de pisos de su misma ecoregión. La caracterización geográfica mediante los pisos bioclimáticos parece adecuada para analizar las diferencias espaciales de la geometría de los incendios forestales en la España peninsular, tal como se ha comprobado en Canadá (Flannigan *et al.*, 2005).

La orientación de los incendios influye en el patrón espacial del paisaje, especialmente si existe una diferencia muy marcada en el tamaño de los incendios según distintas direcciones (Parisien *et al.*, 2006). El conocimiento de los patrones espaciales de la orientación geográfica de los incendios tiene diversas aplicaciones en la gestión forestal, como la reducción, mediante medidas silvícolas, de la propagación y el riesgo de los incendios forestales en zonas cercanas a poblaciones (Hirsch *et al.*, 2001).

En este estudio, el tamaño medio en función de la orientación mostró diferencias estadísticamente significativas en el conjunto del territorio y entre las grandes ecoregiones, aunque no entre pisos bioclimáticos. Este dato coincide con los resultados obtenidos por otros autores, en los que los incendios con diferentes orientaciones tienen tamaños medios también diferentes (Bergeron *et al.*, 2004; Parisien *et al.*, 2004). Estos estudios plantean que estas diferencias se deben a las condiciones meteorológicas dominantes (especialmente viento) y a la topografía. En este trabajo, las orientaciones O-E registran los incendios de mayor tamaño y es el segundo grupo en cuanto al número de incendios, lo que podría explicarse porque la Península Ibérica se ve afectada por los vientos dominantes del oeste y por las altas presiones subtropicales durante casi todo el año, sobre todo en los meses de verano (Font Tullot, 2000), coincidiendo con la temporada de incendios. Aunque el mayor número de incendios se produce en la orientación N-S, esta categoría registra el tamaño medio de incendio más bajo.

7. Conclusiones

El tamaño de los incendios condiciona su geometría, siendo más irregulares cuanto mayor es su tamaño. De las unidades métricas utilizadas, el índice ESI ha sido el que mejor explica la complejidad de los incendios en función de su tamaño.

El tamaño de los incendios aparece relacionado con la ocupación del suelo, con incendios de mayor tamaño y mayor irregularidad en matorrales y coníferas, que detentan mayores índices de propagación, que en bosques mixtos y de frondosas. Los pastizales, aunque se propaguen de forma rápida, no producen grandes incendios ya que ocupan pequeñas extensiones.

Los pisos bioclimáticos son una variable geográfica adecuada para diferenciar espacialmente la geometría de los incendios forestales sucedidos en la España Peninsular durante el período de estudio. Los incendios de la región eurosiberiana son más pequeños, más complejos, con un mayor grado de heterogeneidad y más dispersos, por lo general, que los incendios de la región mediterránea.

Los incendios forestales, en general, tienden a agruparse, siendo mayor el índice de agrupación cuanto mayor es el número de incendios registrados. Este índice no muestra diferencias regionales significativas (pisos bioclimáticos).

El clima y la orografía, entre otras variables, son determinantes en la orientación geográfica de los incendios forestales. En el área de estudio el mayor número de incendios y el mayor tamaño medio de éstos se produjeron, principalmente, en las orientaciones E-O, lo que se podría explicar por los vientos predominantes del oeste que afectan a la Península Ibérica. El tamaño medio de los incendios en función de la orientación mostró diferencias estadísticamente significativas en el conjunto del territorio y entre las grandes ecoregiones, aunque no entre pisos bioclimáticos.

La geometría y orientación geográfica de los incendios son variables de interés en la gestión forestal. Las características geométricas de los incendios es uno más de los factores a tener en cuenta en la definición de los patrones espaciales de este fenómeno, información importante para gestionar el impacto generado sobre los ecosistemas. La orientación geográfica de los incendios tiene diversas aplicaciones en la gestión forestal, como la reducción, mediante medidas silvícolas, de la propagación y el riesgo de los incendios forestales.

8. Agradecimientos

Agradecemos a la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) la colaboración prestada para el uso de los datos.

9. Referencias

- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. y Kafka, V. (2004): "Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec". *Ecology*, 85, 7, pp. 1916-1932.
- Catchpole, E. A., Alexander, M. E. y Gill, A. M. (1993): "Elliptical-fire perimeter- and area-intensity distributions". *Canadian Journal of Forest Research*, 23, 6, pp. 1244-1244.
- Chuvieco, E. (1996): "Empleo de imágenes de satélite para medir la estructura del paisaje: análisis cuantitativo y representación cartográfica". *Serie Geográfica (Universidad de Alcalá)*, 6, pp. 131-147.
- Clark, P. J. y Evans, F. C. (1954): "Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations". *Ecology*, 35, pp. 445-453.
- Cumming, S. G. (2001): "Forest type and fire in the Alberta boreal mixedwood: what do fires burn?" *Ecological Applications*, 11, pp. 97-110. doi:110.2307/3061059.
- Di Bella, C. M., Jobbágy, E. G., Paruelo, J. M. y Pinnock, S. D. (2006): "Continental fire density in South America". *Global Ecology and Biogeography*, 15, pp. 192-199.
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F. y Pons, X. (2004): "Spatial patterns of fire occurrence in Catalonia, NE, Spain". *Landscape Ecology*, 19, pp. 731-745.
- Eberhart, K. E. y Woodard, P. M. (1987): "Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta". *Canadian Journal of Forest Research*, 17, pp. 1207-1212.
- ESRI. (2009): ArcGIS 9.3. Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA).
- Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R. y Stocks, B. J. (2005): "Future area burned in Canada". *Climatic Change*, 72, 1-2, pp. 1-16.
- Font Tullot, I. (2000): *Climatología de España y Portugal*. Salamanca, Ediciones Universidad Salamanca.
- Granström, A. (1993): "Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden". *Journal of Vegetation Science*, 4, pp. 737-744, pp.

- Haydon, D. T., Friar, J. K. y Pianka, E. R. (2000a): "Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia – I. Fire geometry". *Landscape Ecology*, 15, 4, pp. 373-382.
- Haydon, D. T., Friar, J. K. y Pianka, E. R. (2000b): "Fire-driven dynamic mosaics in the Great Victoria Desert, Australia – II. A spatial and temporal landscape model". *Landscape Ecology*, 15, 5, pp. 407-423.
- Hirsch, K. G., Kafka, V., Tymstra, C., McAlpine, R., Hawkes, B., Stegehuis, H., Quintilio, S., Gauthier, S. y Peck, K. (2001): "Fire-smart forest management: a pragmatic approach to sustainable forest management in fire-dominated ecosystems". *Forestry Chronicle*, 77, pp. 1-7.
- Kashian, D. M., Romme, W. H. y Tinker, D. B. (2006): "Carbon storage on landscapes with stand-replacing fires". *Bioscience*, 56, 7, pp. 598-606.
- Kasischke, E. S., Williams, D. y Barry, D. (2002): Analysis of the patterns of large fires in the boreal forest region of Alaska. pp. 131-144.
- Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V. y Coleman, P. R. (1987): "Landscape patterns in a disturbed environment". *Oikos*, 48, pp. 321-324.
- Larjavaara, M., Kuuluvainen, T. y Rita, H. (2005): "Spatial distribution of lightning-ignited forest fires in Finland". *Forest Ecology and Management*, 208, pp. 177-188.
- López Arias, M. (1999): "Aplicación de la geometría fractal al análisis del paisaje". En Montoya, R., y Morey, M. (Ed.): *El paisaje y el hombre: valoración y conservación del paisaje natural, rural y urbano*. Madrid, Organismo Autónomo Parques Nacionales, pp.
- Mandelbrot, B. B. (1982): *The fractal geometry of Nature*. San Francisco, USA, Freeman.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C. y Ene, E. (2002): FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. p. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> [Últimavisita25Junio2009]. University of Massachusetts: Amherst, MA.
- McGarigal, K. y MARKS, B. J. (1995): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. p. 132. United States, Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, General Technical Report PNW-GTR-351.
- Millington, J., Perry, G. y Romero-Calcerrada, R. (2007): "Regression Techniques for Examining Land Use/Cover Change: A Case Study of a Mediterranean Landscape". *Ecosystems*, 10.1007/s10021-007-9020-4, pp.

- Mouillot, F., Ratte, J. P., Joffre, R., Moreno, J. M. y Rambal, S. (2003): "Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France)". *Landscape Ecology*, 18, pp. 665-674.
- Nieto, H., Aguado, I. y Chuvieco, E. (2006): "Estimation of lightning-caused fires occurrence probability in Central Spain". *Forest Ecology and Management*, 234, Supplement 1, pp. S67-S67.
- Niklasson, M. y Granström, A. (2000): "Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a swedish boreal landscape". *Ecology*, 81, 6, pp. 1484-1499.
- Parisien, M. A., Hirsch, K. G., Lavoie, S. G., Todd, J. B. y Kafka, V. G. (2004): Saskatchewan fire regime analysis. Report NOR-X-194. Canadian Forest Service Information, Edmonton.
- Parisien, M. A., Vernon, S. P., Wang, Y., Little, J. M., Bosch, E. M. y Stocks, B. J. (2006): "Spatial Patterns of forest fires in Canada, 1980-1999". *International Journal of Wildland fire*, 15, pp. 361-374.
- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. y Vallejo, R. (2008): "Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? - A review". *International Journal of Wildland Fire*, 17, 6, pp. 713-723.
- Rempel, R. S. y Carr, A. P. (2008): Patch analyst extension for ArcGIS <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/>.
- Rempel, R. S. y Kaufmann, C. K. (2003): "Spatial modeling of harvest constraints on wood supply versus wildlife habitat objectives". *Environmental Management*, 32, 3, pp. 334-347.
- Rivas-Martínez, S. (1983): "Pisos bioclimáticos de España". *Lazaroa*, 5, pp. 33-43.
- Rivas-Martínez, S. (1987): *Memoria del Mapa de Series de Vegetación de España*, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza (España).
- Rutledge, D. (1998): Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? DOC SCIENCE INTERNAL SERIES 98. Published by Department of Conservation PO Box 10-420, Wellington, New Zealand.
- Turner, M. G. (1990): "Spatial and temporal analysis of landscape patterns". *Landscape Ecology*, 4, 21-30, pp.
- Turner, M. G., Baker, W. L., Peterson, C. J. y Peet, R. K. (1998): "Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances". *Ecosystems*, 1, 511-523, pp.

- Turner, M. G., Gardner, R. H. y O'Neill, R. V. (2001): *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*, Springer-Verlag.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. (1993): "Sensitivity of fire occurrence to meteorological variables in Mediterranean and Atlantic areas of Spain". *Landscape and urban Planning*, 24, pp. 129-142.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. (2001): "Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain)". *Forest Ecology and Management*, 147, 1, pp. 55-65.
- Vélez, R. (2000): *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Madrid, McGraw-Hill.
- Verdú, F. y Salas, J. (2010): "Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005". *Geofocus*, 10, pp. 54-81.
- Viegas, D. X. (1994): "Some thoughts on the wind and slope effects on fire propagation". *International Journal of Wildland Fire*, 4, 2, pp. 63-64.
- Wierzchowski, J., Heathcott, M. y Flannigan, M. D. (2002): "Lightning and lightning fire, central cordillera, Canada". *International Journal of Wildland Fire*, 11, 1, pp. 41-51.
- Wittenberg, L., Malkinson, D., Beerli, O., Halutzy, A. y Tesler, N. (2007): "Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel". *CATENA*, 71, 1, pp. 76-83.

Capítulo V. Procesos sistemáticos e intensidad del cambio en la ocupación del suelo de la superficie forestal quemada en España (1991 - 2005)

Publicación derivada:

Verdú, F., & Salas, J. (2010, enviado). Systematic processes and intensity of change of land cover in forest burned area in Spain (1991 - 2005). *Landscape and Urban Planning*.

Procesos sistemáticos e intensidad del cambio en la ocupación del suelo de la superficie forestal quemada en España (1991 - 2005)

Resumen

Se analizan los procesos sistemáticos de cambio en la ocupación del suelo en la superficie quemada durante el período 1991-2005 en la España Peninsular. También se analiza la intensidad de estos cambios y las posibles diferencias dentro del período, considerando dos intervalos de tiempo, 1990-2000 y 2000-2006. De los cambios en la ocupación del suelo experimentados por la superficie quemada, las únicas transiciones que son sistemáticas y se suceden de forma intensiva en ambos intervalos son las que se corresponden a la transición de coníferas a matorrales y de matorrales a espacios de vegetación escasa. La intensidad general de cambio es más rápida para el segundo intervalo que para el primero, a pesar de que el segundo intervalo incluye un menor número de años.

Palabras clave: cambio, transición, procesos sistemáticos, intensidad, superficie quemada.

Abstract

The systematic process of change of land covers (forest) affected by burned areas in the period 1991-2005 in Peninsular Spain has been studied. The intensity of change to detect how the land transition patterns might have shifted over time for both the 1990-2000 and 2000-2006 intervals was also analyzed. Considering the changes in land use covers affected by burned area, the only transitions that were intensively systematic at both time intervals were the one from Coniferous to Shrubland and the transition from Shrubland to Sparsely Vegetated areas. The overall intensity of change was faster in the second time interval, 2000-2006, although the second interval was shorter.

Key words: change, transition, systematic process, intensity, burned area.

1. Introducción

Los incendios forestales constituyen una de las causas más importantes de destrucción del medio natural en los países de la cuenca mediterránea europea, entre los que, por sus condiciones ecológicas y demográficas, destaca España (Vélez, 1990b). En esta región, el número de incendios forestales ha aumentado en las últimas décadas, duplicándose desde la década de 1970 a nuestros días, en que se registran más de 50.000 incendios anuales. La superficie quemada anual está en torno a 600.000 ha, cifra que también duplica a la registrada en la década de 1970. No obstante, en la última década, la superficie total quemada se ha mantenido estable, debido, en parte, a la mejora de los medios de prevención y extinción. Pese a este escenario, no se ha constatado una deforestación en los países miembros de la Unión Europea, debido principalmente a una política de reconversión de tierras agrícolas a bosques y a nuevas plantaciones (Köhl *et al.*, 2007). De hecho, el área forestal se ha visto incrementada en los últimos 15 años. En el caso de España, la tasa de crecimiento forestal anual es de 1,7% entre los años 2000-2005.

Además de la destrucción de la vegetación, los incendios forestales conllevan otros efectos nocivos para el medio ambiente, como la emisión de CO₂ a la atmósfera, la destrucción de la capa orgánica del suelo y cambios en los ratios de infiltración del agua en el suelo, que favorecen la erosión, pérdida de suelo y fenómenos de escorrentía (Doerr y Cerdà, 2005; Macdonald y Huffman, 2004).

A nivel de la ocupación del suelo, la ocurrencia de incendios forestales favorece la presencia de algunas especies forestales frente a otras. Por ejemplo, en los sectores de la cuenca mediterránea, la recurrencia de este fenómeno ha favorecido la presencia de los pinos (Agee, 1998; Trabaud, 1987), especialmente especies altamente inflamables como el *Pinus halepensis*. Según Retana *et al.* (2002), esta especie se sobrepone a la destrucción causada por el fuego mediante mecanismos de germinación inducidos por el fuego para regenerar el bosque incendiado. Otras especies de pino poseen mecanismos de regeneración mucho menos efectivos. Por otra parte, estas especies muestran una continuidad vertical entre el matorral y la copa de los árboles, que les hace ser más propensas a quemarse y favorece la recurrencia del fuego (Trabaud, 2000).

En general, los matorrales y bosques esclerófilos mediterráneos no recuperan su estructura y composición de forma inmediata después del fuego (Lloret, 2004). La resiliencia de muchos matorrales mediterráneos está asociada a los mecanismos post-incendio de regeneración - rebrote, germinación, etc.- (Lloret *et al.*, 2002). Después del fuego se producen densos recubrimientos arbustivos y herbáceos, que no favorecen el establecimiento de nuevas plántulas, manteniéndose las especies arbustivas que tienen una mayor capacidad rebrotadora, como *Quercus coccifera*, o especies herbáceas perennes, como *Brachypodium retusum* (Lloret, 2004; Pausas *et al.*, 1999). En un estudio del Noreste de España sobre la evolución de las pináceas afectadas por grandes incendios, se observó que éstas eran sustituidas en gran medida por especies del género *Quercus*. Un porcentaje considerable de las pináceas cambiaron después del incendio a matorrales (Retana *et al.*, 2002).

Los cambios debidos a los incendios forestales parecen estar relacionados con el patrón de ocupación/uso del suelo previo al incendio (Lloret, 2004; Pérez y Moreno, 1998). La zona mediterránea ha experimentado cambios considerables en la ocupación/uso del suelo, con el abandono de tierras agrarias, que, entre otras especies, han sido invadidas por bosques de pinos (Vélez, 2000). Este abandono favorece la homogeneización del paisaje, que promueve la propagación de incendios y, a su vez, conllevan la aparición de cubiertas con diferentes estados sucesionales (Lloret, 2004) y cambios en las especies dominantes. En el estudio del Noreste de España, anteriormente comentado, la transformación tras el incendio parece estar relacionada con el periodo de tiempo que estuvieron abandonadas las tierras, transformándose a matorrales las más recientes y en bosques de *Quercus* las más antiguas (Retana *et al.*, 2002).

La detección de los cambios en la ocupación del suelo (land use and land cover change - LUCC-) de las zonas quemadas proporciona una información indispensable para el desarrollo del paisaje y de su entorno. Nos muestra el efecto directo del fuego sobre la cubierta de vegetación y sus consecuencias en la regresión evolutiva de un paisaje determinado. Esta información es clave para las tareas post-incendio de gestión forestal de las zonas afectadas, que deben tener en cuenta los cambios observados, primando aquellas zonas que sean más sensibles a los fenómenos de erosión y/o para revertir el proceso de evolución vegetativa.

1.1. Detección de cambios

Las técnicas de detección de cambios se han utilizado ampliamente para analizar los daños producidos en el bosque por un fenómeno perturbador, entre ellos, la respuesta de la vegetación a los incendios forestales (Rogan y Miller, 2006). Estas técnicas utilizan mapas previos y posteriores a dicho fenómeno, como mapas forestales o de ocupación del suelo, procedentes de diversas fuentes, entre ellas las imágenes de satélite. Mediante estos análisis se detectan los cambios producidos entre dos fechas de referencia, deduciendo la dinámica del medio natural y cuantificando el cambio detectado. La localización de estos cambios suele implicar un compromiso entre los errores de omisión y comisión, esto es, desechar un cambio que realmente existe o detectar un cambio que no ha ocurrido, respectivamente (Chuvieco, 2002). Para su aplicación, debe existir una homogeneización en la leyenda utilizada en la cartografía de ambas fechas, de manera que se reduzcan las diferencias en las definiciones de clases y facilite la comparación de productos (Moreno y Chuvieco, 2009). El uso de los sistemas de información geográfica (SIG) ha facilitado notablemente la aplicación de las diversas técnicas de detección de cambios.

Existen programas globales para la detección de cambios en la ocupación del suelo, como el Land Use/Cover Area frame statistical Survey (LUCAS), realizado por la Unión Europea para cuantificar el cambio que se ha producido en las ocupaciones del suelo en los últimos 20 años. Su objetivo principal es la obtención de datos armonizados de los principales cambios en la ocupación del suelo para toda la UE (Delincé, 2000). En este contexto, se ha realizado la detección de cambios de usos del suelo para el periodo 1990-2000, utilizando el Corine Land Cover de los años 1991 y 2000 (Feranec *et al.*, 2010). También de carácter global, el programa de investigación del cambio global (USGCRP) estudia, entre otras cosas, la detección de cambios en la ocupación del suelo en USA (Karl *et al.*, 2009).

A escala local o regional, se han realizado numerosos estudios de detección de cambios en la ocupación del suelo, muchos de ellos utilizando la teledetección como fuente de entrada o como técnica de detección (Currit, 2005; Petit *et al.*, 2001; Yang y Lo, 2002). La dinámica de la vegetación ha sido especialmente importante en este tipo de trabajos (Aaviksoo, 1995), donde destacan los estudios sobre deforestación (Lambin, 1994; Mertens y Lambin, 1997). En los últimos años, estos estudios han incorporado nuevas técnicas para determinar si los

cambios registrados son de carácter sistemático (Alo y Pontius, 2008; Braimoh, 2006; Manandhar *et al.*, 2010; Santana y Salas, 2007).

Para realizar un análisis de detección de cambios es requisito imprescindible contar con datos homogéneos en distintos puntos de tiempo. Cuando la información es de tipo nominal (ocupación del suelo, mapa forestal, etc.), lo más habitual es comparar ambas fechas mediante una matriz de transición entre las distintas categorías. En las filas de dicha matriz se observan las categorías del mapa correspondiente a la fecha inicial (T1) y en las columnas se encuentran las categorías del mapa correspondiente al final del periodo (T2). La diagonal de esta matriz indica la superficie estable entre ambas fechas. En los márgenes, las filas indican las pérdidas experimentadas por una categoría en el tiempo T1, mientras que las columnas reflejan las ganancias de una categoría en el tiempo T2.

En esta matriz resulta clave analizar la superficie estable, ganancias, pérdidas, cambio neto y cambio total. Si sólo se considerase la información aportada por el cambio neto entre el periodo T1 y T2, se podría infraestimar el cambio total, ya que se cancela la ganancia bruta de una categoría determinada en un punto, con la pérdida bruta de la misma categoría en otro punto, el denominado intercambio (Pontius Jr *et al.*, 2004).

Por otra parte, más allá de estos análisis clásicos de la matriz de transición, es conveniente determinar si las transiciones observadas son el producto de un proceso sistemático debido al azar. Desde un punto de vista estadístico, una categoría de ocupación del suelo ha ganado de forma aleatoria a partir de otras categorías, si reemplaza a esas categorías en la proporción que presentan en el tiempo T1. De igual manera, una categoría ha perdido de forma aleatoria con respecto a otras categorías, si ha sido reemplazada por esas categorías de forma proporcional a sus tamaños en el tiempo T2. Con este tipo de análisis se diferencian los cambios sistemáticos de los aleatorios (Manandhar *et al.*, 2010; Pontius Jr *et al.*, 2004). Son varios los trabajos que utilizan esta metodología como base para la detección de las transiciones más sistemáticas (Alo y Pontius, 2008; Braimoh, 2006; Manandhar *et al.*, 2010; Versace *et al.*, 2008).

A la hora de describir las características de los patrones de cambio es importante conocer el cambio producido, su causa e intensidad. La intensidad determina que categorías de

ocupación del suelo tienen mayor participación en el cambio. Su análisis en diferentes intervalos de tiempo ofrece información sobre la persistencia o no de los cambios a lo largo del tiempo. La comparación de esta variable entre dos o más intervalos de tiempo, muestra si esos intervalos han experimentado el mismo grado de cambio o si el cambio ha sido más o menos rápido en alguno de ellos, determinando si existe algún patrón de cambio.

El objetivo general de este trabajo es analizar los cambios experimentados en las zonas afectadas por incendios forestales de la España Peninsular entre 1991 y 2005, caracterizando las transiciones sistemáticas del paisaje. El período de estudio se dividirá en dos intervalos, 1990-2000 y 2000-2006, en función de la cartografía de ocupación del suelo disponible, los mapas Corine Land Cover de los años 1990, 2000 y 2006. Para la obtención de este objetivo general, se han planteado los siguientes objetivos específicos: a) determinar los procesos de transformación del paisaje de las cubiertas forestales afectadas por los incendios forestales en los diversos intervalos de tiempo mediante matrices de transición, b) determinar si los cambios registrados son de carácter sistemático o debidos al azar y c) analizar el tamaño, intensidad y estacionalidad de los cambios para detectar si los patrones de transición del paisaje cambian con el tiempo.

2. Materiales

2.1. Área de estudio

El área de estudio comprende la superficie forestal de la España peninsular, considerando como tal las cubiertas forestales definidas en el Corine Land Cover (clases 4 a 10, ambas incluidas). Aunque varía ligeramente en función del mapa Corine Land Cover utilizado (1990 y 2000), la superficie forestal supone en torno al 53% del territorio peninsular español. De esta superficie se seleccionó aquella afectada por incendios forestales mayores de 25 ha en el período de estudio (1990-2005), que supone 850168 ha.

2.2. Cartografía de área quemada

La cartografía de superficie quemada utilizada proviene del trabajo realizado mediante análisis visual de imágenes de satélite (LANDSAT y SPOT) para el periodo 1991-2005 (Verdú y Salas, 2010), que denominaremos a partir de ahora BDAQ.

Esta cartografía se generó para diversos intervalos de tiempo dentro del período global (1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005). Se contaba con imágenes del año inicial y final de cada intervalo y se cartografiaba en la imagen de la segunda fecha el área quemada en función de los cambios observados entre ambas fechas. Solo se cartografiaron los incendios con una superficie mayor a 25 ha. En función de los mapas disponibles de ocupación del suelo, esos intervalos se reagruparon en dos, 1990-2000 y 2000-2005. En el primer período se registraron 2099 incendios, que afectaron a 608564 ha, y en el segundo 1119 incendios y 241604 ha.

2.3. Mapas de ocupación del suelo

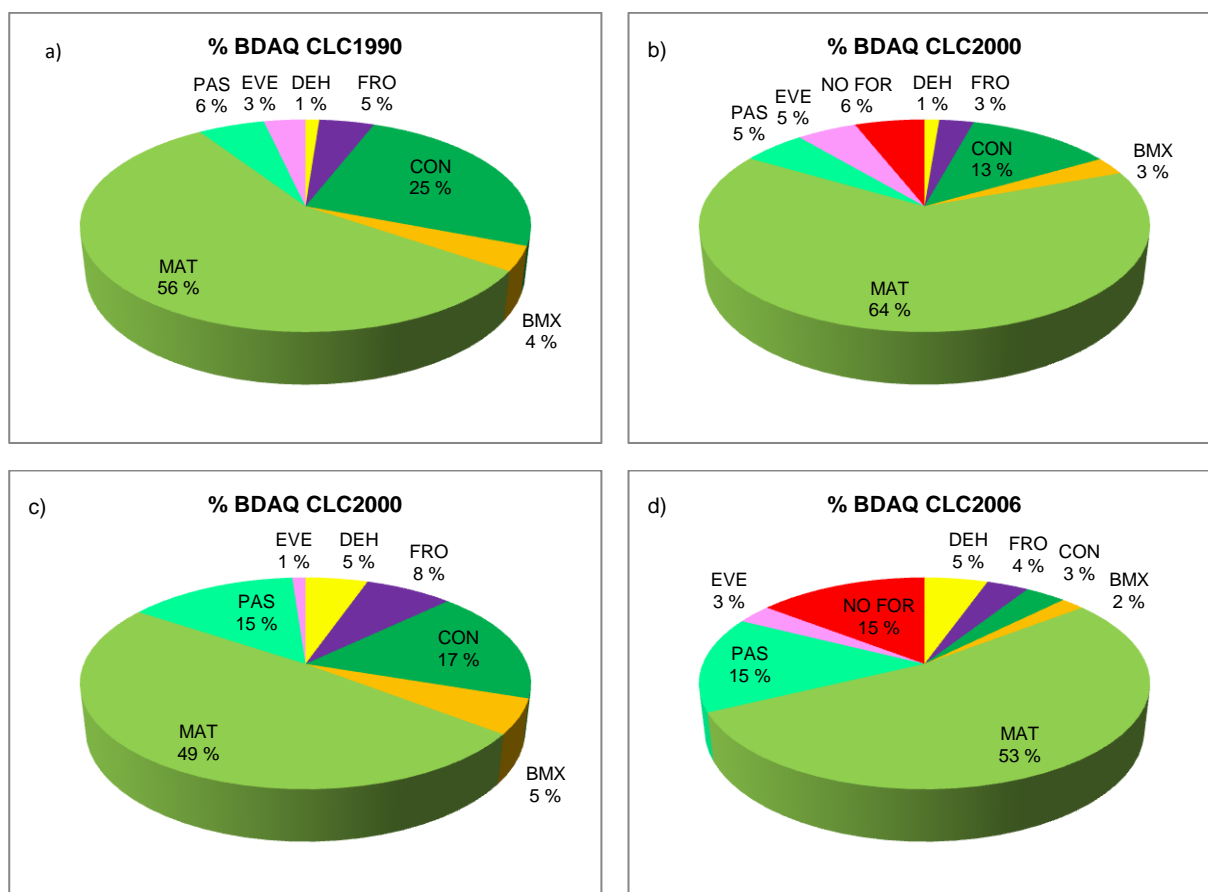
Para contar con información homogénea de ocupación del suelo a lo largo del período de estudio, se han utilizado los mapas de ocupación del suelo Corine Land Cover de los años 1990 (CLC90), 2000 (CLC00) y 2006 (CLC06) (Natlan, 2010), con una resolución espacial de 100 m. Todos ellos cuentan con categorías equiparables de ocupación del suelo, obtenidas a partir de fuentes de información y metodologías similares. La detección de cambios se realizará en dos períodos, CLC1990-CLC2000 y CLC2000-CLC2006. Los mapas originales fueron reclasificados en 8 categorías: no forestal, pastizal, espacios de vegetación escasa, matorral, dehesas, frondosas, coníferas y bosque mixto (tabla 1).

De acuerdo a estos mapas, de las 608564 ha de superficie forestal quemada en el período 1990-2000, 341737 ha eran matorrales, 152051 ha coníferas, 34642 ha pastizales, 28710 ha frondosas, 22512 ha bosques mixtos, 21713 ha espacios de vegetación escasa y 7199 ha dehesas. De las 250055 ha de superficie forestal quemada registradas en el período 2000-2005, 122471 ha eran matorrales, 43247 ha coníferas, 36092 ha pastizales, 18822 ha frondosas, 13264 ha bosques mixtos, 2819 ha espacios de vegetación escasa y 13340 ha dehesas. La figura 1 presenta la distribución por categorías de ocupación del suelo de la superficie quemada previa al incendio y en el último año del intervalo de estudio.

Tabla V. 1. Reclasificación de las categorías de CORINE-Land Cover.

Clases	Reclasificación de las categorías del CORINE – Land Cover	COD
1	Superficies artificiales, incluye todas las clases de la categoría 1	NO FOR
2	Cultivos de secano, formado por la clase 2.1.1	NO FOR
3	Otras zonas cultivadas, incluye las clases de la categoría 2, a excepción de 2.1.1 (cultivos de secano) y 2.4.4.1 (pastizales con arbolado adhesado)	NO FOR
4	Dehesas, compuesto por la clase 2.4.4.1	DEH
5	Frondosas, incluye la clase 3.1.1	FRO
6	Coníferas, formado por la clase 3.1.2	CON
7	Bosques mixtos, formado por la clase 3.1.3	BMX
8	Matorral, incorpora las clases 3.2.2, 3.2.3 y 3.2.4	MAT
9	Pastizales, incluye la clase 3.2.1	PAS
10	Espacios de vegetación escasa, formado por la clase 3.3.3	EVE
11	Otros usos, incluye los espacios abiertos sin vegetación (clases 3.3.1, 3.3.2, 3.3.4 y 3.3.5), zonas húmedas (categoría 4) y superficies de agua (categoría 5)	NO FOR

Figura V. 1. Ocupación del suelo de la superficie quemada (%): a) previa al incendio en el período 1990-2000, b) al finalizar el período 1990-2000, c) previa al incendio en el período 2000-2006, d) al finalizar el período 2000-2006.



3. Metodología

3.1. Dinámica del cambio de la ocupación del suelo

El método de detección de cambios utilizado en este artículo se basa en la matriz de transición entre los mapas de dos fechas, primer (T1) y último año (T2) del período. Este método es el más utilizado para evaluar los cambios producidos en variables categóricas (Currit, 2005; Lambin, 1994; Mertens y Lambin, 1997; Petit *et al.*, 2001; Pontius Jr *et al.*, 2004; Weng, 2002; Yang y Lo, 2002; Aaviksoo, 1995). Permite conocer la superficie que permanece estable y los cambios producidos, e identificar las transiciones más importantes en la ocupación del suelo entre las fechas T1 y T2.

En este trabajo, se realizará la matriz de transición entre los mapas de ocupación del suelo de los años 1990 (CLC90) y 2000 (CLC00) para la superficie quemada en el período definido por esas fechas (1991-2000) y de los años 2000 (CLC00) y 2006 (CLC06) para la superficie quemada en el segundo período (2000-2005). En ambos casos, solo se considerará la superficie forestal quemada, que, no obstante, tras el incendio puede haberse transformado en superficie no forestal, lo que conlleva que los mapas de la fecha T2 incluyan una categoría más que los de la T1, la de superficie no forestal.

La diagonal de la matriz registra la persistencia entre ambas fechas, en tanto que los márgenes suponen transiciones entre categorías. La sumatoria de una fila es la proporción de esa categoría en el tiempo T1, mientras que la sumatoria de una columna se corresponde con la categoría en el T2 (tabla 2). A partir de esta información, se ha utilizado la metodología propuesta por Pontius Jr *et al.* (2004) para obtener los valores de persistencia, ganancia, pérdida, cambio bruto y neto e intercambio por categoría de ocupación del suelo y para el total del territorio. El cambio bruto de una categoría se calcula mediante la suma de la ganancia y la pérdida de la misma. El cambio neto de una categoría es la diferencia absoluta entre la ganancia y la pérdida de la misma. El intercambio considera de forma simultánea la ganancia y la pérdida y se calcula restando al cambio bruto el cambio neto.

Tabla V. 2. Formato genérico de la matriz de transición.

	Tiempo 2				Total tiempo 1	Pérdida
	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3	Categoría 4		
	Tiempo 1					
Categoría 1	P_{11}	P_{12}	P_{13}	P_{14}	P_{1+}	$P_{1+} - P_{11}$
Categoría 2	P_{21}	P_{22}	P_{23}	P_{24}	P_{2+}	$P_{2+} - P_{22}$
Categoría 3	P_{31}	P_{32}	P_{33}	P_{34}	P_{3+}	$P_{3+} - P_{33}$
Categoría 4	P_{41}	P_{42}	P_{43}	P_{44}	P_{4+}	$P_{4+} - P_{44}$
Total tiempo 2	P_{+1}	P_{+2}	P_{+3}	P_{+4}	1	
Ganancia	$P_{+1} - P_{11}$	$P_{+2} - P_{22}$	$P_{+3} - P_{33}$	$P_{+4} - P_{44}$		

A partir de esta información se analizan las relaciones de la persistencia con las pérdidas, ganancias y cambio neto. Para ello, se calculan los ratios L_p (pérdida/persistencia) y G_p (ganancia/ persistencia). Estos ratios ponen de manifiesto la tendencia de cada categoría a perder o ganar a partir de las otras categorías. Si G_p presenta valores por encima de 1 para una categoría indica que esa clase experimenta una mayor ganancia que persistencia. Si L_p presenta valores por encima de 1 indica una mayor tendencia a perder que a persistir (Braimoh, 2006). La resta de estas dos variables ($G_p - L_p$) es el cambio neto en relación a la persistencia (N_p).

La matriz de transición general ofrece la persistencia y cambios producidos en un territorio, pero no especifica si esos cambios son de carácter sistemático o se deben al azar. Para ello, Pontius Jr *et al.* (2004) proponen un análisis más detallado de los cambios entre categorías, que se basa en estimar las ganancias y pérdidas esperadas y compararlas con las observadas, lo que equivaldría a la prueba de Chi cuadrado (tabla 3).

Tabla V. 3. Parámetros relacionados con las transiciones inter-categorías (Pontius Jr *et al.*, 2004).

Fórmula	Descripción	Ecuación
P_{ij}	% observado	
$G_{ij} = (P_{+j} - P_{jj}) \left(\frac{P_{i+}}{\sum_{i=1, i \neq j}^J P_{i+}} \right)$	% esperado si la ganancia en cada categoría se debiera al azar (G_{ij})	E1
$L_{ij} = (P_{i+} - P_{ii}) \left(\frac{P_{+j}}{\sum_{j=1, j \neq i}^J P_{+j}} \right)$	% esperado si la pérdida en cada categoría se debiera al azar (L_{ij})	E2
$D_{Gij} = P_{ij} - G_{ij}$ $D_{Lij} = P_{ij} - L_{ij}$	Diferencia entre lo observado y lo esperado	E3
$R_{Gij} = \frac{D_{Gij}}{G_{ij}}$ $R_{Lij} = \frac{D_{Lij}}{L_{ij}}$	Ratio entre la diferencia observado- esperado y lo esperado	E4

La proporción del paisaje que experimenta una transición de la categoría i a la categoría j se denomina P_{ij} . La cantidad de ganancia de una categoría se calcula de forma relativa a la distribución de las otras categorías en el tiempo T_1 , de forma que se pueda calcular la magnitud de la transición esperada si el proceso de ganancia se distribuyera aleatoriamente en el paisaje en el tiempo T_1 (E1). La ganancia esperada (G_{ij}) se obtiene a partir de la ganancia observada para la categoría j ($P_{+j} - P_{jj}$), el total de la fila para la categoría i (P_{i+}) y la suma del total de la fila de todas las categorías excepto la j ($\sum_{i=1, i \neq j}^J P_{i+}$). Distribuye, en definitiva, las ganancias en cada columna entre los marginales dentro de la columna y retiene la persistencia observada en la diagonal de forma que se pueda examinar la transición en los márgenes (Manandhar *et al.*, 2010).

Esa ganancia esperada se comparará con la ganancia observada de forma que se pueda distinguir entre las transiciones aparentemente aleatorias y las aparentemente sistemáticas (E3 y E4). Si la diferencia entre la transición observada y esperada bajo un proceso aleatorio de ganancia es positiva, entonces la categoría gana más de lo que cabría esperar bajo un proceso aleatorio. De forma análoga a las ganancias, se calcula la cantidad de pérdida esperada (E2), que se comparará con la pérdida observada (E3 y E4) para distinguir entre las transiciones aparentemente aleatorias y las sistemáticas. Una transición es sistemática si la transición observada se desvía de la transición esperada debida a un proceso aleatorio de ganancia o de pérdida. Los cálculos se han efectuado en una hoja de cálculo creada por Pontius Jr. (<http://www.clarku.edu/~rpontius/>, último acceso, 19 agosto 2010).

3.2. Nivel de intensidad de los cambios

Dado que el estudio utiliza dos intervalos de tiempo (1990-2000 y 2000-2006) se analizará si el patrón de los procesos sistemáticos del paisaje ha cambiado con el tiempo. Para ello, se empleará la propuesta de Aldwaik y Pontius Jr (in review) para el análisis de tamaño, intensidad y estacionalidad de los cambios del paisaje. Este análisis se realiza a tres niveles: intervalo, categoría y transición.

En el primer nivel, se calcula el promedio anual de cambio para cada intervalo de tiempo (% cambio del intervalo/número de años del intervalo) y se compara con el promedio anual para todo el período (en este caso, 1990-2006). Si la intensidad del intervalo es inferior a la

del período, el cambio es relativamente lento en ese intervalo de tiempo, y si es superior es relativamente rápido.

Al nivel categoría, se analizan las categorías que han registrado cambios (pérdidas y/o ganancias), la intensidad de éstos y las diferencias de intensidad entre intervalos. La intensidad de la ganancia y de la pérdida para un determinado intervalo se calcula mediante las ecuaciones 5 y 6. Esta información se contrasta con el promedio anual de cambio para cada intervalo comentado en el epígrafe anterior.

$$(E5)G_{tj} = 100 * \frac{\frac{\text{Superficie de ganancia de la categoría } j \text{ en el intervalo}}{\text{Número de años del intervalo}}}{\text{Superficie de la categoría } j \text{ en la última fecha del intervalo}}$$

$$(E6)P_{ti} = 100 * \frac{\frac{\text{Superficie de pérdida de la categoría } i \text{ en el intervalo}}{\text{Número de años del intervalo}}}{\text{Superficie de la categoría } i \text{ en la primera fecha del intervalo}}$$

Si la intensidad proporcionada por la ganancia o pérdida de una categoría es superior al promedio anual, se puede considerar que el cambio (ganancia/pérdida) de dicha categoría es activo, y si es inferior, inactivo. Si el cambio fuese uniforme para todas las categorías, todas mostrarían la misma intensidad de cambio. Para determinar si el patrón de cambios de una categoría es estable a lo largo del período de estudio, se compara si dicha categoría es activa o inactiva en los diversos intervalos de tiempo (en términos de ganancias y pérdidas). Si es activa o inactiva en todos los intervalos el patrón es estable. Si es activa en uno de los intervalos e inactiva en el otro, el patrón difiere entre intervalos.

En el tercer nivel, se analiza la intensidad de la transición entre dos categorías (en nuestro caso se analizarán las más sistemáticas), teniendo en cuenta el tamaño de todas las categorías del territorio. Por ejemplo, considerando la transición de la categoría m a la categoría n, primero se analizará el patrón de ganancia de la categoría n y después el de pérdida de la categoría m.

Para el análisis de las ganancias de la categoría n se calculan la intensidad anual de transición desde la categoría i a la categoría n durante el intervalo de tiempo (ecuación 7) y la intensidad uniforme de transición a la categoría n desde todas las categorías (excepto n) en el intervalo de tiempo (ecuación 8). Si la intensidad anual de transición desde una categoría

es superior a la intensidad uniforme de transición se puede considerar que la transición utiliza sistemáticamente dicha categoría, si es inferior, la evita.

$$(E7)R_{tin} = 100 * \frac{\frac{\text{Superficie de transición de la categoría i a n en el intervalo}}{\text{Número de años del intervalo}}}{\text{Superficie de la categoría i en la primera fecha del intervalo}}$$

$$(E8)W_{tn} = 100 * \frac{\frac{\text{Superficie de ganancia de la categoría n en el intervalo}}{\text{Número de años del intervalo}}}{\text{Superficie que no pertenece a la categoría n en la primera fecha del intervalo}}$$

Para el análisis de las pérdidas de la categoría m se calculan la intensidad anual de transición desde la categoría m a la categoría j durante el intervalo de tiempo (ecuación 9) y la intensidad uniforme de transición desde la categoría m a todas las categorías (excepto m) durante el intervalo de tiempo (ecuación 10). Si la intensidad anual de transición desde la categoría es superior a la intensidad uniforme de transición se puede considerar que la transición utiliza sistemáticamente dicha categoría, si es inferior, la evita.

$$(E9)Q_{tmj} = 100 * \frac{\frac{\text{Superficie de transición de la categoría m a j en el intervalo}}{\text{Número de años del intervalo}}}{\text{Superficie de la categoría j en la segunda fecha del intervalo}}$$

$$(E10)V_{tm} = 100 * \frac{\frac{\text{Superficie de pérdida de la categoría m en el intervalo}}{\text{Número de años del intervalo}}}{\text{Superficie que no pertenece a la categoría m en la segunda fecha del intervalo}}$$

En ambos casos (ganancias y pérdidas), para determinar si la transición es estable a lo largo del período de estudio, se compara si dicha categoría la utiliza o evita en los diversos intervalos de tiempo. Si la utiliza o evita en todos los intervalos, es estable. Si la utiliza en uno de los intervalos y evita en el otro, no es estable.

4. Resultados

La tabla 4 muestra la proporción de superficie estable y de cambio (transiciones entre categorías de ocupación del suelo) de la superficie forestal quemada en los dos intervalos de tiempo considerados. En ambos periodos, 1990-2000 y 2000-2006, destaca la superficie quemada que al final del periodo mantiene la misma categoría del CLC previa al incendio, el 77,5% y el 66,6%, respectivamente. En el primer período se producen cambios de categoría del CLC en 140862 ha de la superficie quemada, lo que supone el 22,5% de la superficie

afectada por el fuego en ese período. En el segundo, la superficie de cambios de categoría es de 83622 ha, el 33.4% de la superficie quemada. Hay que señalar que el primer periodo está formado por un mayor número de años y que la superficie quemada en éste es mayor (supone el 70,6% del total).

Tabla V. 4. Dinámica de cambios en la ocupación del suelo de la superficie quemada.

	1990-2000		2000-2006	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Estable	471724	77,5	166433	66,6
Total cambio	140862	22,5	83622	33,4
Total	608564		250055	

Las transiciones más destacadas (por encima del 1% sobre el cambio total) de las zonas quemadas en estos períodos son la transformación de superficie arbolada a matorral, el 61,2% en el primer período y el 40,8% en el segundo, y la transformación a suelo no forestal, el 25,5% en el primer periodo y el 43,1% en el segundo (tabla 5).

Tabla V. 5. Transiciones más destacadas en los cambios de ocupación del suelo.

	Transición 1990-2000		Transición 2000-2006	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
CON-MAT	69971	51,1	20805	24,9
FRO-MAT	8293	6,1	8902	10,6
BMX-MAT	5503	4	4433	5,3
MAT-EVE	1174	7,6	4404	5,3
MAT-PAS	950	0,7	2563	3,1
CON-No Forestal	7471	5,5	13572	16,2
BMX-No Forestal	812	0,6	3841	4,6
FRO-No Forestal	3345	2,4	1330	1,6
MAT-No Forestal	21964	16,1	15568	18,6
PAS-No Forestal	2100	1,5	1711	2,0
MAT-DEH	548	0,4	1186	1,4
PAS-MAT	318	0,2	921	1,1
Total	122449	94,3	79236	94,8

Dentro de las transiciones de arbolado a matorral, la más destacada es la que se produce de coníferas a matorral (90776 ha), especialmente en el período 1990-2000. A continuación destaca la transición de frondosas a matorral (17195 ha) y la de bosques mixtos (9936 ha), en ambos casos, el porcentaje aumenta para el segundo intervalo con respecto al primero.

En el caso de la transformación a ocupación no forestal, destaca la que se produce en sectores ocupados por matorral antes del incendio (37532 ha), con valores porcentuales similares en ambos períodos, entre 16 y 18%. Sigue en importancia los sectores de coníferas, que suponen el 16% en el segundo período. Con valores muy inferiores, aparecen frondosas, pastizal y bosques mixtos, estos últimos solo en el segundo período. Las últimas transformaciones destacables en lo que podría considerarse una regresión en la vegetación es la transición de matorral a espacios de vegetación escasa (1174 y 4404 ha), con valores similares en ambos intervalos, y la de matorral a pastizal (950 y 2563 ha).

En cuanto a transiciones que supongan un aumento/mejora en la sucesión vegetativa, tan solo aparecen en el segundo período y con valores bajos, las transformaciones de matorral a dehesa (1336 ha) y de pastizal a matorral (921 ha).

4.1. Dinámica del cambio de la ocupación del suelo entre 1990 y 2000

4.1.1. Persistencia, cambios e intercambio (1990-2000)

Las zonas quemadas en el periodo 1990-2000 presentan una persistencia del 77,5% y un cambio total del 22,5% (tabla 6). Estos cambios suponen un 22,5% de ganancia y pérdida totales brutas, ya que la ganancia de una categoría supone siempre la pérdida de otra/s categoría/s, de forma que ganancia y pérdida total bruta son equivalentes. Atendiendo a las compensaciones entre ganancias y pérdidas, el cambio neto total es del 15,55% y el “intercambio” del 6,94%. Las ocupaciones del suelo que registran cambios más importantes son matorral, coníferas, vegetación escasa y frondosas, además de las cubiertas no forestales. Las cubiertas de arbolado registran importantes pérdidas, especialmente las coníferas (12,8%), con valores de cambios total y neto muy próximos a los de pérdidas y, por tanto, bajos valores de intercambio. Las cubiertas arbustivas registran ganancias, especialmente los matorrales (13,9%). En este caso, a diferencia de lo que ocurría con el arbolado, la categoría matorral también registra un volumen de pérdidas considerable, por lo que registra el mayor valor de “intercambio” (12%). La categoría no forestal no existe en 1990, ya que solo se registran las superficies forestales quemadas, no obstante, aparece en 2000, ya que parte de la superficie forestal quemada ha pasado a formar parte de tierras cultivadas o de carácter urbano (siguiendo las definiciones de CLC), por ello esta categoría

registra un 5,98% del cambio, que se concentra exclusivamente en ganancias. Las categorías con menor volumen de cambio son dehesas y pastizal.

Tanto el ratio Ganancia/Persistencia como el Pérdida/Persistencia presentan valores por debajo de 1 para todas las categorías, excepto coníferas, lo que significa que todas ellas experimentan una mayor persistencia que cambio, ya sea ganancia o pérdida. Las coníferas es la única categoría en la que el porcentaje de cambio es mayor al de persistencia. En el ámbito de las pérdidas, destacan las coníferas, con un Lp de 1,05, y, en menor medida, las frondosas, con 0,70 y el bosque mixto, con 0,39. En el ámbito de las ganancias, destacan las zonas de vegetación escasa, con un Gp de 0,52, y, en menor medida, los matorrales, con 0,28. Estos datos se confirman con los valores del ratio Cambio neto/Persistencia, en el que destacan con signo negativo las coníferas, seguidas de frondosas y bosque mixto, y con signo positivo las zonas de vegetación escasa, seguidas del matorral.

Tabla V. 6. Detección de cambios en la ocupación del suelo (1990-2000). Todos los valores se expresan en %, excepto los ratios de persistencia, expresados en tanto por uno.

LULC	CLC1990	CLC2000	Persistencia	Ganancia	Pérdida	Cambio total	Swap	Cambio neto	Gp	Lp	Np
DEH	1,18	1,26	1,15	0,11	0,04	0,15	0,07	0,08	0,10	0,03	0,06
FRO	4,72	2,96	2,77	0,18	1,94	2,12	0,36	1,76	0,07	0,70	-0,64
CON	24,99	12,42	12,19	0,23	12,79	13,02	0,46	12,56	0,02	1,05	-1,03
BMX	3,70	2,79	2,66	0,14	1,04	1,18	0,28	0,90	0,05	0,39	-0,34
MAT	56,15	64,06	50,16	13,91	6,00	19,90	12,00	7,90	0,28	0,12	0,16
PAS	5,69	5,37	5,19	0,18	0,50	0,68	0,36	0,32	0,03	0,10	-0,06
EVE	3,57	5,16	3,40	1,76	0,17	1,93	0,34	1,59	0,52	0,05	0,47
NO FOR	0,00	5,98	0,00	5,98	0,00	5,98	0,00	5,98			
total	100	100	77,51	22,49	22,49	22,49	6,94	15,55			

4.1.2. Identificación de las transiciones sistemáticas (y al azar)

La tabla 7 muestra la matriz de transiciones en términos de ganancia. Tres categorías registran ganancias en las zonas quemadas del período 1990-2000: matorral (que pasa de detentar el 56,1% de la superficie de 1990 al 64,1% en 2000), zonas de vegetación escasa (del 3,57% al 5,16%) y cubiertas no forestales (del 0% al 5,98%). La ganancia en los matorrales se ha producido principalmente desde suelos ocupados por coníferas, frondosas y bosque mixto.

Tabla V. 7. Porcentajes de cambio en términos de ganancia (1990-2000): porcentaje observado respecto al total (negrita), ganancia esperada si el cambio fuera al azar (itálica), diferencias entre lo observado y lo esperado (subrayado) y el observado menos esperado dividido por el esperado (entre paréntesis).

	Ganancias	2000							Total T1 (p _{it})	Pérdidas	
		DEH	FRO	CON	BMX	MAT	PAS	EVE			NO FOR
1990	DEH	1,15	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02	1,18	0,04
		<i>1,15</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,38</i>	<i>0,00</i>	<i>0,02</i>	<i>0,07</i>	<i>1,62</i>	<i>0,48</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,36</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,02</u>	<u>-0,05</u>	<u>-0,44</u>	<u>-0,44</u>
		(0,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-0,95)	(-1,00)	(-1,00)	(-0,75)	(-0,27)	(-0,92)
	FRO	0,02	2,77	0,00	0,00	1,36	0,01	0,00	0,55	4,72	1,94
		<i>0,01</i>	<i>2,77</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>1,50</i>	<i>0,01</i>	<i>0,09</i>	<i>0,28</i>	<i>4,67</i>	<i>1,90</i>
		<u>0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,13</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,09</u>	<u>0,27</u>	<u>0,04</u>	<u>0,04</u>
		(2,10)	(0,00)	(-0,83)	(-1,00)	(-0,09)	(0,36)	(-1,00)	(0,95)	(0,01)	(0,02)
	CON	0,00	0,00	12,19	0,00	11,50	0,01	0,06	1,23	24,99	12,79
		<i>0,03</i>	<i>0,05</i>	<i>12,19</i>	<i>0,04</i>	<i>7,92</i>	<i>0,05</i>	<i>0,46</i>	<i>1,49</i>	<i>22,23</i>	<i>10,03</i>
		<u>-0,03</u>	<u>-0,05</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,04</u>	<u>3,57</u>	<u>-0,04</u>	<u>-0,40</u>	<u>-0,27</u>	<u>2,76</u>	<u>2,76</u>
		(-1,00)	(-1,00)	(0,00)	(-1,00)	(0,45)	(-0,86)	(-0,87)	(-0,18)	(0,12)	(0,27)
	BMX	0,00	0,00	0,00	2,66	0,90	0,00	0,00	0,13	3,70	1,04
		<i>0,00</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>2,66</i>	<i>1,17</i>	<i>0,01</i>	<i>0,07</i>	<i>0,22</i>	<i>4,15</i>	<i>1,49</i>
		<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,27</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,07</u>	<u>-0,09</u>	<u>-0,45</u>	<u>-0,45</u>
		(-1,00)	(-0,91)	(-0,99)	(0,00)	(-0,23)	(-0,42)	(-1,00)	(-0,40)	(-0,11)	(-0,30)
	MAT	0,09	0,12	0,19	0,13	50,16	0,16	1,70	3,61	56,15	6,00
		<i>0,06</i>	<i>0,11</i>	<i>0,17</i>	<i>0,08</i>	<i>50,16</i>	<i>0,11</i>	<i>1,02</i>	<i>3,36</i>	<i>55,07</i>	<i>4,91</i>
		<u>0,03</u>	<u>0,01</u>	<u>0,02</u>	<u>0,05</u>	<u>0,00</u>	<u>0,05</u>	<u>0,68</u>	<u>0,25</u>	<u>1,09</u>	<u>1,09</u>
		(0,44)	(0,10)	(0,12)	(0,66)	(0,00)	(0,46)	(0,66)	(0,07)	(0,02)	(0,22)
	PAS	0,00	0,06	0,04	0,00	0,05	5,19	0,00	0,35	5,69	0,50
		<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	<i>1,81</i>	<i>5,19</i>	<i>0,10</i>	<i>0,34</i>	<i>7,48</i>	<i>2,29</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,05</u>	<u>0,02</u>	<u>0,00</u>	<u>-1,75</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,10</u>	<u>0,00</u>	<u>-1,79</u>	<u>-1,79</u>
		(-0,40)	(4,81)	(1,02)	(-0,44)	(-0,97)	(0,00)	(-1,00)	(0,01)	(-0,24)	(-0,78)
	EVE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	3,40	0,10	3,57	0,17
		<i>0,00</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>1,13</i>	<i>0,01</i>	<i>3,40</i>	<i>0,21</i>	<i>4,78</i>	<i>1,38</i>
		<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,01</u>	<u>-1,06</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,12</u>	<u>-1,21</u>	<u>-1,21</u>
		(-1,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-0,94)	(-1,00)	(0,00)	(-0,54)	(-0,25)	(-0,88)
	NO FOR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)
	Total T2 (p _{it})	1,26	2,96	12,42	2,79	64,06	5,37	5,16	5,98	100,00	22,49
		<i>1,26</i>	<i>2,96</i>	<i>12,42</i>	<i>2,79</i>	<i>64,06</i>	<i>5,37</i>	<i>5,16</i>	<i>5,98</i>	<i>100,00</i>	<i>22,49</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)
	Ganancias	0,11	0,18	0,23	0,14	13,91	0,18	1,76	5,98	22,49	
		<i>0,11</i>	<i>0,18</i>	<i>0,23</i>	<i>0,14</i>	<i>13,91</i>	<i>0,18</i>	<i>1,76</i>	<i>5,98</i>	<i>22,49</i>	
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	

No obstante, de estos tres cambios tan solo el procedente de coníferas puede considerarse como reemplazo sistemático del matorral (11,50% de cambio observado frente al 7,92% de cambio esperado al azar, con una fuerza de cambio de 0,45 veces el azar), ya que las ganancias procedentes de frondosas y bosque mixto son inferiores a las que cabría esperar al azar (1,36% frente a 1,50% y 0,90% frente a 1,17%, respectivamente), es decir, no son sustituidas de forma significativa por los matorrales.

La ganancia de las zonas de vegetación escasa procede principalmente de los matorrales, cambio que puede considerarse sistemático (1,70% de cambio observado frente al 1,02% de cambio esperado al azar, con una fuerza de cambio de 0,66).

Por último, la ganancia de las cubiertas no forestales procede principalmente de matorrales, coníferas y, en menor medida, frondosas. En estos cambios, el valor observado es inferior al esperado en las coníferas y superior en las otras dos categorías, con una fuerza de cambio de 0,07 en el matorral y 0,27 en las frondosas.

La tabla 8 muestra la matriz de transiciones en términos de pérdida. Tres categorías registran pérdidas, en términos absolutos, en las zonas quemadas del período 1990-2000: coníferas (que pasa de detentar el 25% de la superficie de 1990 al 12,4% en 2000), frondosas (del 4,7% al 2,9%) y bosque mixto (del 3,7% al 2,8%). La pérdida de estas tres cubiertas arbóreas se dirige, principalmente, a la categoría matorral, con valores de cambio observados superiores a los esperados. Las frondosas presentan una magnitud de cambio muy baja (0,06) frente a las de coníferas (0,23) y bosque mixto (0,32). Destaca la importancia del cambio de coníferas a matorral, ya que los cambios absolutos registrados por las otras dos suponen alrededor del 2,25% de la superficie total. Estos datos confirman la regresión de las cubiertas arbóreas dentro de la evolución de la cubierta vegetal tras la ocurrencia de un incendio forestal. La otra categoría a la que se dirigen las pérdidas de estas cubiertas, especialmente coníferas y frondosas, es la cubierta no forestal. En este caso, aunque el cambio solo supone el 0,55% del total, destacan las frondosas, con una magnitud de cambio de 3,59. El cambio conífera/no forestal registra el 1,23% y su magnitud de cambio es 0,41.

Por otra parte, aunque no en términos absolutos, los matorrales también registran pérdidas (un 6%), que se dirigen principalmente hacia las cubiertas no forestales y los espacios de vegetación escasa. En el caso de las cubiertas no forestales, la pérdida observada es casi tres veces superior a la que cabría esperar (fuerza de cambio de 2,61). El cambio matorral/espacios de vegetación escasa supone el 1,70% del cambio total y ofrece una magnitud de cambio de 0,97. Este dato corrobora la regresión a estadios inferiores de la vegetación tras la ocurrencia de un incendio forestal, comentada anteriormente.

Tabla V. 8. Porcentajes de cambio en términos de pérdida (1990-2000): porcentaje observado respecto al total (negrita), ganancia esperada si el cambio fuera al azar (itálica), diferencias entre lo observado y lo esperado (subrayado) y el observado menos esperado dividido por el esperado (entre paréntesis).

	Pérdidas	2000							Total T1 (p _{it})	Pérdidas
		DEH	FRO	CON	BMX	MAT	PAS	EVE		
1990	DEH	1,15	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	1,18	0,04
		<i>1,15</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,02</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>1,18</i>	<i>0,04</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-0,22)	(-1,00)	(-1,00)	(7,14)	(0,00)
	FRO	0,02	2,77	0,00	0,00	1,36	0,01	0,00	4,72	1,94
		<i>0,03</i>	<i>2,77</i>	<i>0,25</i>	<i>0,06</i>	<i>1,28</i>	<i>0,11</i>	<i>0,10</i>	<i>4,72</i>	<i>1,94</i>
		<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,25</u>	<u>-0,06</u>	<u>0,08</u>	<u>-0,10</u>	<u>-0,10</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(-0,35)	(0,00)	(-0,99)	(-1,00)	(0,06)	(-0,89)	(-1,00)	(3,59)	(0,00)
	CON	0,00	0,00	12,19	0,00	11,50	0,01	0,06	1,23	24,99
		<i>0,18</i>	<i>0,43</i>	<i>12,19</i>	<i>0,41</i>	<i>9,36</i>	<i>0,78</i>	<i>0,75</i>	<i>24,99</i>	<i>12,79</i>
		<u>-0,18</u>	<u>-0,43</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,41</u>	<u>2,14</u>	<u>-0,78</u>	<u>-0,69</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(-1,00)	(-1,00)	(0,00)	(-1,00)	(0,23)	(-0,99)	(-0,92)	(0,41)	(0,00)
	BMX	0,00	0,00	0,00	2,66	0,90	0,00	0,00	0,13	3,70
		<i>0,01</i>	<i>0,03</i>	<i>0,13</i>	<i>2,66</i>	<i>0,69</i>	<i>0,06</i>	<i>0,06</i>	<i>3,70</i>	<i>1,04</i>
		<u>-0,01</u>	<u>-0,03</u>	<u>-0,13</u>	<u>0,00</u>	<u>0,22</u>	<u>-0,05</u>	<u>-0,06</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(-1,00)	(-0,98)	(-1,00)	(0,00)	(0,32)	(-0,93)	(-1,00)	(1,08)	(0,00)
	MAT	0,09	0,12	0,19	0,13	50,16	0,16	1,70	3,61	56,15
		<i>0,21</i>	<i>0,49</i>	<i>2,07</i>	<i>0,47</i>	<i>50,16</i>	<i>0,90</i>	<i>0,86</i>	<i>1,00</i>	<i>56,15</i>
		<u>-0,12</u>	<u>-0,38</u>	<u>-1,88</u>	<u>-0,33</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,74</u>	<u>0,84</u>	<u>2,61</u>	<u>0,00</u>
		(-0,57)	(-0,76)	(-0,91)	(-0,71)	(0,00)	(-0,83)	(0,97)	(2,61)	(0,00)
	PAS	0,00	0,06	0,04	0,00	0,05	5,19	0,00	0,35	5,69
		<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,07</i>	<i>0,01</i>	<i>0,34</i>	<i>5,19</i>	<i>0,03</i>	<i>0,03</i>	<i>5,69</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,05</u>	<u>-0,03</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,29</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,03</u>	<u>0,31</u>	<u>0,00</u>
		(-0,44)	(3,00)	(-0,46)	(-0,69)	(-0,85)	(0,00)	(-1,00)	(9,83)	(0,00)
	EVE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	3,40	0,10	3,57
		<i>0,00</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,00</i>	<i>0,11</i>	<i>0,01</i>	<i>3,40</i>	<i>0,01</i>	<i>3,57</i>
		<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,02</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,04</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,09</u>	<u>0,00</u>
		(-1,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-1,00)	(-0,38)	(-1,00)	(0,00)	(8,24)	(0,00)
	NO FOR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)
	Total T2 (p _{it})	1,26	2,96	12,42	2,79	64,06	5,37	5,16	5,98	100,00
		<i>1,59</i>	<i>3,75</i>	<i>14,74</i>	<i>3,61</i>	<i>61,96</i>	<i>7,04</i>	<i>5,20</i>	<i>2,10</i>	<i>100,00</i>
		<u>-0,33</u>	<u>-0,80</u>	<u>-2,32</u>	<u>-0,81</u>	<u>2,10</u>	<u>-1,68</u>	<u>-0,04</u>	<u>3,88</u>	<u>0,00</u>
		(-0,21)	(-0,21)	(-0,16)	(-0,23)	(0,03)	(-0,24)	(-0,01)	(1,85)	(0,00)
	Ganancias	0,11	0,18	0,23	0,14	13,91	0,18	1,76	5,98	22,49
		<i>0,44</i>	<i>0,98</i>	<i>2,55</i>	<i>0,95</i>	<i>11,81</i>	<i>1,86</i>	<i>1,80</i>	<i>2,10</i>	<i>22,49</i>
		<u>-0,33</u>	<u>-0,80</u>	<u>-2,32</u>	<u>-0,81</u>	<u>2,10</u>	<u>-1,68</u>	<u>-0,04</u>	<u>3,88</u>	<u>0,00</u>
		(-0,75)	(-0,81)	(-0,91)	(-0,85)	(0,18)	(-0,90)	(-0,02)	(1,85)	(0,00)

Para determinar si un cambio entre categorías es sistemático, debe aparecer de manera destacada en ambas matrices. Atendiendo a las ganancias, se observa que las transiciones CON a MAT y MAT a EVE muestran valores positivos, lo que significa que los matorrales sustituyen a las coníferas tras la ocurrencia de incendios forestales y, de igual manera, los espacios de vegetación escasa sustituyen a los matorrales. Esto no es así en el caso de FRO a

MAT y BMX a MAT (tabla 9). En el caso de las ganancias de la cubierta no forestal, muestra valores positivos con FRO y MAT, pero no con CON, lo que significa que las cubiertas no forestales sustituyen a matorrales y frondosas tras la ocurrencia de incendios forestales, pero no a coníferas.

En el caso de las pérdidas, se observan valores positivos para las siguientes transiciones: de arbolado a matorral (CON-MAT, FRO-MAT y BMX-MAT), de matorral a espacios de vegetación escasa (MAT-EVE) y de cubierta forestal a no forestal (FRO-NO FOR, CON-NO FOR y MAT-NO FOR), lo que implica que al perder la primera formación su porcentaje de ocupación debido a los incendios va a ser sustituida por la segunda formación (tabla 9).

Considerando los valores y signos de las ganancias y pérdidas, se pueden considerar como transiciones sistemáticas (aquellas que aparecen con valor positivo en ambas categorías) las siguientes: CON-MAT, MAT-EVE, FRO-NO FOR y MAT-NO FOR.

Tabla V. 9. Transiciones más frecuentes en el período 1990-2000. En sombreado los cambios sistemáticos.

Transición	CAMBIOS		Interpretación
GANANCIAS			
	O – E	(O-E)/E	
CON 1990 y MAT 2000	3,57	0,45	al ganar MAT, sustituye a las CON
BMX 1990 y MAT 2000	-0,27	-0,23	al ganar MAT no sustituye a los BMX
FRO 1990 y MAT 2000	-0,13	-0,09	al ganar MAT no sustituye a las FRO
MAT 1990 y EVE 2000	0,68	0,66	al ganar EVE, sustituye a los MAT
CON 1990 y NO FOR 2000	-0,27	-0,18	al ganar NO FOR, no sustituye a CON
FRO 1990 y NO FOR 2000	0,28	0,27	al ganar NO FOR, sustituye a FRO
MAT 1990 y NO FOR 2000	0,25	0,07	al ganar NO FOR, sustituye a MAT
PÉRDIDAS			
FRO 1990 y MAT 2000	0,08	0,06	al perder FRO se sustituye por MAT
BMX 1990 y MAT 2000	0,22	0,32	al perder BMX se sustituye por MAT
CON 1990 y MAT 2000	2,14	0,23	al perder CON se sustituye por MAT
MAT 1990 y EVE 2000	0,84	0,97	al perder MAT se sustituye por EVE
FRO 1990 y NO FOR 2000	0,43	3,59	al perder FRO se sustituye por NO FOR
CON 1990 y NO FOR 2000	0,35	0,41	al perder CON se sustituye por NO FOR
MAT 1990 y NO FOR 2000	2,61	2,61	al perder MAT se sustituye por NO FOR

4.2. Dinámica del cambio de la ocupación del suelo entre 2000 y 2005

4.2.1. Persistencia, cambios e intercambio (2000-2005)

Las zonas afectadas por los incendios forestales en este segundo intervalo muestran una persistencia del 66,6% y un cambio total del 33,4% (tabla 10). Estos cambios suponen un 33,4% de ganancia y pérdidas totales brutas. Teniendo en cuenta las compensaciones entre

las ganancias y pérdidas, el cambio neto total es el 21% y el intercambio el 12,4%. Las ocupaciones del suelo que registran los cambios más importantes se corresponden a matorral, coníferas, frondosas y bosques mixtos, además de las cubiertas no forestales. De las categorías arboladas, las coníferas experimentaron las mayores pérdidas (14,1%), valores similares a los de cambio total y neto y, por tanto, escaso valor de intercambio. Los matorrales sufren también pérdidas (9,9%) y, al mismo tiempo, experimentan una ganancia significativa (14,2%), por lo que registran el mayor valor de intercambio (19,9%). La categoría no forestal experimenta un cambio del 14,5%, concentrado exclusivamente en ganancias (ya que no existe en la primera fecha del período). Las categorías que menos cambios experimentan son las dehesas, espacios de vegetación escasa y pastizal.

Tabla V. 10. Detección de cambios en la ocupación del suelo (2000-2006). Todos los valores se expresan en %, excepto los ratios de persistencia, expresados en tanto por uno.

LULC	CLC2000	CLC2006	Persistencia	Ganancia	Pérdida	Cambio total	Swap	cambio neto	Gp	Lp	Np
DEH	5,33	5,42	4,87	0,55	0,47	1,02	0,90	0,12	0,11	0,10	0,02
FRO	7,53	3,59	3,27	0,32	4,26	4,58	0,60	3,98	0,10	1,30	-1,20
CON	17,29	3,48	3,24	0,25	14,06	14,31	0,50	13,81	0,08	4,35	-4,27
BMX	5,30	2,03	1,86	0,17	3,44	3,61	0,30	3,31	0,09	1,85	-1,76
MAT	48,98	53,27	39,04	14,23	9,94	24,17	19,90	4,27	0,36	0,25	0,11
PAS	14,43	14,67	13,24	1,43	1,19	2,62	2,40	0,22	0,11	0,09	0,02
EVE	1,13	3,01	1,04	1,97	0,09	2,05	0,20	1,85	1,89	0,08	1,81
No Forestal	0,00	14,52	0,00	14,52	0,00	14,52	0,00	14,52			
total	100	100	66,56	33,44	33,44	33,44	12,40	21,04			

En lo que concierne al ratio Ganancia/Persistencia se puede observar que los valores para todas las categorías están por debajo de 1, a excepción de los espacios de vegetación escasa, lo que significa que todas esas categorías tienden a ser más estables que a ganar superficie. El ratio Pérdida/Persistencia mostró valores por debajo de 1 para todas las categorías excepto para las frondosas, bosques mixtos y coníferas, especialmente esta última, lo que significa que dichas categorías son más vulnerables a perder que el resto de las categorías. Estos datos se confirman con los valores del ratio Cambio neto/Persistencia, en el que destacan con signo negativo las cubiertas arbóreas.

4.2.2. Identificación de las transiciones sistemáticas (y al azar)

La tabla 11 muestra la matriz de transiciones en términos de ganancia, en la que destacan: matorrales (que pasa de detentar el 49% de la superficie de 2000 al 53,3% en 2006), zonas de vegetación escasa (del 1,13% al 3,01%) y cubiertas no forestales (del 0% al 14,5%).

Las ganancias en los matorrales se ha producido principalmente desde suelos ocupados por coníferas (8,3% de cambio observado frente al 4,8% de cambio esperado al azar, con una fuerza de cambio de 0,72), frondosas (3,6% de cambio observado frente al 2,1% de cambio esperado al azar, con una fuerza de cambio de 0,7) y, en menor medida, bosques mixtos (fuerza de cambio igual a 0,2).

La ganancia de las zonas de vegetación escasa procede principalmente de los matorrales, cambio que puede considerarse sistemático (1,76% de cambio observado frente al 0,97% de cambio esperado al azar, con una fuerza de cambio de 0,81). Las ganancias correspondientes a la cubierta no forestal proceden principalmente de las coníferas y de los bosques mixtos, donde el valor observado es superior al esperado, con una fuerza de cambio de 1,2 para las coníferas y de 0,99 para los bosques mixtos. Los pastizales experimentan unas ganancias débiles (1,43%), que proceden, fundamentalmente, de las dehesas y de los matorrales (con una fuerza de cambio de 0,27 y 0,25, respectivamente).

Tabla V. 11. Porcentajes de cambio en términos de ganancia (2000-2006): porcentaje observado respecto al total (negrita), ganancia esperada si el cambio fuera al azar (itálica), diferencias entre lo observado y lo esperado (subrayado) y el observado menos esperado dividido por el esperado (entre paréntesis).

	Ganancias	2006							Total T1 (p _{it})	Pérdidas	
		DEH	FRO	CON	BMX	MAT	PAS	EVE			NO FOR
2000	DEH	4,87	0,02	0,01	0,00	0,19	0,11	0,08	0,06	5,33	0,47
		<i>4,87</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	<i>1,49</i>	<i>0,09</i>	<i>0,11</i>	<i>0,77</i>	<i>7,37</i>	<i>2,50</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,01</u>	<u>-1,30</u>	<u>0,02</u>	<u>-0,03</u>	<u>-0,71</u>	<u>-7,31</u>	<u>2,83</u>
		(0,00)	(-0,12)	(-0,60)	(-1,00)	(-0,87)	(0,27)	(-0,26)	(-0,92)	(-0,99)	(1,13)
	FRO	0,03	3,27	0,03	0,03	3,56	0,05	0,02	0,53	7,53	4,26
		<i>0,04</i>	<i>3,27</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	<i>2,10</i>	<i>0,13</i>	<i>0,15</i>	<i>1,09</i>	<i>6,82</i>	<i>3,55</i>
		<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,01</u>	<u>0,02</u>	<u>1,46</u>	<u>-0,07</u>	<u>-0,13</u>	<u>-0,56</u>	<u>0,71</u>	<u>0,71</u>
		(-0,31)	(0,00)	(0,53)	(1,34)	(0,70)	(-0,56)	(-0,90)	(-0,51)	(0,10)	(0,20)
	CON	0,01	0,05	3,24	0,05	8,32	0,15	0,06	5,43	17,29	14,06
		<i>0,10</i>	<i>0,06</i>	<i>3,24</i>	<i>0,03</i>	<i>4,82</i>	<i>0,29</i>	<i>0,34</i>	<i>2,51</i>	<i>11,40</i>	<i>8,16</i>
		<u>-0,09</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,02</u>	<u>3,50</u>	<u>-0,14</u>	<u>-0,29</u>	<u>2,92</u>	<u>5,90</u>	<u>5,90</u>
		(-0,94)	(-0,22)	(0,00)	(0,79)	(0,72)	(-0,49)	(-0,83)	(1,16)	(0,52)	(0,72)
	BMX	0,00	0,03	0,03	1,86	1,77	0,08	0,00	1,54	5,30	3,44
		<i>0,03</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>1,86</i>	<i>1,48</i>	<i>0,09</i>	<i>0,11</i>	<i>0,77</i>	<i>4,37</i>	<i>2,51</i>
		<u>-0,03</u>	<u>0,01</u>	<u>0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,29</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,11</u>	<u>0,77</u>	<u>0,93</u>	<u>0,93</u>
		(-0,96)	(0,36)	(0,79)	(0,00)	(0,20)	(-0,09)	(-1,00)	(0,99)	(0,21)	(0,37)
	MAT	0,47	0,21	0,17	0,07	39,04	1,02	1,76	6,23	48,98	9,94
		<i>0,29</i>	<i>0,17</i>	<i>0,15</i>	<i>0,09</i>	<i>39,04</i>	<i>0,82</i>	<i>0,97</i>	<i>7,11</i>	<i>48,64</i>	<i>9,59</i>
		<u>0,19</u>	<u>0,03</u>	<u>0,02</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,21</u>	<u>0,79</u>	<u>-0,89</u>	<u>0,34</u>	<u>0,34</u>
		(0,66)	(0,20)	(0,16)	(-0,14)	(0,00)	(0,25)	(0,81)	(-0,12)	(0,01)	(0,04)
	PAS	0,04	0,03	0,01	0,01	0,37	13,24	0,06	0,68	14,43	1,19
		<i>0,08</i>	<i>0,05</i>	<i>0,04</i>	<i>0,03</i>	<i>4,03</i>	<i>13,24</i>	<i>0,29</i>	<i>2,10</i>	<i>19,86</i>	<i>6,61</i>
		<u>-0,04</u>	<u>-0,02</u>	<u>-0,04</u>	<u>-0,02</u>	<u>-3,66</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,23</u>	<u>-1,41</u>	<u>-5,42</u>	<u>-5,42</u>
		(-0,51)	(-0,45)	(-0,83)	(-0,73)	(-0,91)	(0,00)	(-0,81)	(-0,67)	(-0,27)	(-0,82)
	EVE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	1,04	0,06	1,13	0,09
		<i>0,01</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,31</i>	<i>0,02</i>	<i>1,04</i>	<i>0,16</i>	<i>1,55</i>	<i>0,51</i>
		<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,29</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,11</u>	<u>-0,43</u>	<u>-0,43</u>
		(-1,00)	(-0,70)	(-0,64)	(-1,00)	(-0,94)	(-0,62)	(0,00)	(-0,66)	(-0,27)	(-0,83)
	NO FOR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)
	Total T2 (p+j)	5,42	3,59	3,48	2,03	53,27	14,67	3,01	14,52	100,00	33,44
		<i>5,42</i>	<i>3,59</i>	<i>3,48</i>	<i>2,03</i>	<i>53,27</i>	<i>14,67</i>	<i>3,01</i>	<i>14,52</i>	<i>100,00</i>	<i>33,44</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)
	Ganancias	0,55	0,32	0,25	0,17	14,23	1,43	1,97	14,52	33,44	0,00
		<i>0,55</i>	<i>0,32</i>	<i>0,25</i>	<i>0,17</i>	<i>14,23</i>	<i>1,43</i>	<i>1,97</i>	<i>14,52</i>	<i>33,44</i>	<i>0,00</i>
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)

La tabla 12 muestra la matriz de transiciones en términos de pérdida. Aparecen tres categorías que registran pérdidas, en términos absolutos, en las zonas quemadas del periodo 2000-2006: coníferas (17,3% en el 2000 pasa a 3,5% en el 2006), frondosas (del 7,5% al 3,6%) y bosques mixtos (7,5% al 2%).

Tabla V. 12. Porcentajes de cambio en términos de pérdida (2000-2006): porcentaje observado respecto al total (negrita), ganancia esperada si el cambio fuera al azar (itálica), diferencias entre lo observado y lo esperado (subrayado) y el observado menos esperado dividido por el esperado (entre paréntesis).

	Pérdidas	2006							Total T1 (pi+)	Pérdidas		
		DEH	FRO	CON	BMX	MAT	PAS	EVE			NO FOR	
2000	DEH	4,87	0,02	0,01	0,00	0,19	0,11	0,08	0,06	5,33	0,47	
		<i>4,87</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	<i>0,26</i>	<i>0,07</i>	<i>0,01</i>	<i>0,07</i>	<i>5,33</i>	<i>0,47</i>	
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,01</u>	<u>-0,07</u>	<u>0,04</u>	<u>0,06</u>	<u>-0,01</u>	<u>-5,27</u>	<u>4,87</u>	
		(0,00)	(-0,08)	(-0,63)	(-1,00)	(-0,27)	(0,56)	(4,27)	(-0,14)	(-0,99)	(10,42)	
	FRO	0,03	3,27	0,03	0,03	3,56	0,05	0,02	0,53	7,53	4,26	
		<i>0,24</i>	<i>3,27</i>	<i>0,15</i>	<i>0,09</i>	<i>2,35</i>	<i>0,65</i>	<i>0,13</i>	<i>0,64</i>	<i>7,53</i>	<i>4,26</i>	
		<u>-0,21</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,12</u>	<u>-0,06</u>	<u>1,21</u>	<u>-0,59</u>	<u>-0,12</u>	<u>-0,11</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(-0,87)	(0,00)	(-0,78)	(-0,66)	(0,51)	(-0,92)	(-0,88)	(-0,17)	(0,00)	(0,00)	
	CON	0,01	0,05	3,24	0,05	8,32	0,15	0,06	5,43	17,29	14,06	
		<i>0,79</i>	<i>0,52</i>	<i>3,24</i>	<i>0,30</i>	<i>7,76</i>	<i>2,14</i>	<i>0,44</i>	<i>2,12</i>	<i>17,29</i>	<i>14,06</i>	
		<u>-0,78</u>	<u>-0,48</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,24</u>	<u>0,56</u>	<u>-1,99</u>	<u>-0,38</u>	<u>3,31</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(-0,99)	(-0,91)	(0,00)	(-0,82)	(0,07)	(-0,93)	(-0,87)	(1,57)	(0,00)	(0,00)	
	BMX	0,00	0,03	0,03	1,86	1,77	0,08	0,00	1,54	5,30	3,44	
		<i>0,19</i>	<i>0,13</i>	<i>0,12</i>	<i>1,86</i>	<i>1,87</i>	<i>0,52</i>	<i>0,11</i>	<i>0,51</i>	<i>5,30</i>	<i>3,44</i>	
		<u>-0,19</u>	<u>-0,10</u>	<u>-0,09</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,10</u>	<u>-0,44</u>	<u>-0,11</u>	<u>1,03</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(-0,99)	(-0,80)	(-0,77)	(0,00)	(-0,05)	(-0,84)	(-1,00)	(2,01)	(0,00)	(0,00)	
	MAT	0,47	0,21	0,17	0,07	39,04	1,02	1,76	6,23	48,98	9,94	
		<i>1,15</i>	<i>0,76</i>	<i>0,74</i>	<i>0,43</i>	<i>39,04</i>	<i>3,12</i>	<i>0,64</i>	<i>3,09</i>	<i>48,98</i>	<i>9,94</i>	
		<u>-0,68</u>	<u>-0,56</u>	<u>-0,57</u>	<u>-0,36</u>	<u>0,00</u>	<u>-2,09</u>	<u>1,12</u>	<u>3,14</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(-0,59)	(-0,73)	(-0,77)	(-0,83)	(0,00)	(-0,67)	(1,75)	(1,02)	(0,00)	(0,00)	
	PAS	0,04	0,03	0,01	0,01	0,37	13,24	0,06	0,68	14,43	1,19	
		<i>0,08</i>	<i>0,05</i>	<i>0,05</i>	<i>0,03</i>	<i>0,74</i>	<i>13,24</i>	<i>0,04</i>	<i>0,20</i>	<i>14,43</i>	<i>1,19</i>	
		<u>-0,03</u>	<u>-0,02</u>	<u>-0,04</u>	<u>-0,02</u>	<u>-0,38</u>	<u>0,00</u>	<u>0,01</u>	<u>0,48</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(-0,46)	(-0,45)	(-0,85)	(-0,76)	(-0,50)	(0,00)	(0,32)	(2,38)	(0,00)	(0,00)	
	EVE	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	1,04	0,06	1,13	0,09	
		<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,05</i>	<i>0,01</i>	<i>1,04</i>	<i>0,01</i>	<i>1,13</i>	<i>0,09</i>	
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>-0,03</u>	<u>-0,01</u>	<u>0,00</u>	<u>0,04</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(-1,00)	(-0,62)	(-0,61)	(-1,00)	(-0,57)	(-0,45)	(0,00)	(3,35)	(0,00)	(0,00)	
	NO FOR	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
		<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	<i>0,00</i>	
		<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
		(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	(0,00)	
	Total	5,42	3,59	3,48	2,03	53,27	14,67	3,01	14,52	100,00	33,44	
	T2 (p+j)		<i>7,32</i>	<i>4,75</i>	<i>4,32</i>	<i>2,72</i>	<i>52,08</i>	<i>19,75</i>	<i>2,42</i>	<i>6,64</i>	<i>100,00</i>	<i>33,44</i>
			<u>-1,90</u>	<u>-1,16</u>	<u>-0,84</u>	<u>-0,69</u>	<u>1,19</u>	<u>-5,08</u>	<u>0,59</u>	<u>7,88</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>
			(-0,26)	(-0,24)	(-0,19)	(-0,25)	(0,02)	(-0,26)	(0,25)	(1,19)	(0,00)	(0,00)
	Ganancias	0,55	0,32	0,25	0,17	14,23	1,43	1,97	14,52	33,44	0,00	
		<i>2,45</i>	<i>1,48</i>	<i>1,09</i>	<i>0,86</i>	<i>13,04</i>	<i>6,51</i>	<i>1,37</i>	<i>6,64</i>	<i>33,44</i>	<i>0,00</i>	
		<u>-1,90</u>	<u>-1,16</u>	<u>-0,84</u>	<u>-0,69</u>	<u>1,19</u>	<u>-5,08</u>	<u>0,59</u>	<u>7,88</u>	<u>0,00</u>	<u>0,00</u>	
			(-0,77)	(-0,78)	(-0,77)	(-0,81)	(0,09)	(-0,78)	(0,43)	(1,19)	(0,00)	

La pérdida de estas ocupaciones de suelo se dirige principalmente a matorrales, si bien los bosques mixtos no pierden más de lo que cabría esperar. La magnitud del cambio para el caso de las frondosas es muy superior (0,51) al de las coníferas (0,07).

Por otra parte, aunque no en términos absolutos, los matorrales también registran pérdidas (un 9,9%), que se dirigen principalmente hacia los espacios de vegetación escasa y las cubiertas no forestales. El cambio matorral/espacios de vegetación escasa supone el 1,76% del cambio total y ofrece una magnitud de cambio de 1,75. Este dato corrobora la transición de la superficie forestal quemada a estadios inferiores (regresión) tras la ocurrencia de un incendio forestal, constatada también en el período 1990-2000. En el caso de pérdida hacia cubiertas no forestales, la pérdida observada es superior a la que cabría esperar (fuerza de cambio de 1,02).

Se considera como cambio sistemático entre categorías, aquel que aparezca de manera destacada en ambas matrices. Con respecto a las ganancias, las transiciones CON a MAT, FRO a MAT muestran valores positivos, lo que significa que los matorrales sustituyen a las estructuras arbóreas de coníferas y frondosas. De igual manera ocurre con las transiciones MAT a EVE, CON a NO FOR y BMX a NO FOR (tabla 13).

Tabla V. 13. Transiciones más frecuentes en el período 2000-2006. En sombreado los cambios sistemáticos.

Transición	CAMBIOS		Interpretación
GANANCIAS			
	O – E	(O-E)/E	
CON 2000 y MAT 2006	3,5	0,72	al ganar MAT, sustituye a las CON
FRO 2000 y MAT 2006	1,46	0,7	al ganar MAT, sustituye a las FRO
BMX 2000 y MAT 2006	0,29	0,2	al ganar MAT, sustituye a los BMX
CON 2000 y NO FOR 2006	2,92	1,16	al ganar NO FOR, sustituye a CON
BMX 2000 Y NO FOR 2006	0,77	0,99	al ganar NO FOR, sustituye a BMX
MAT 2000 y EVE 2006	0,79	0,81	al ganar EVE, sustituye a MAT
MAT 2000 y NO FOR 2006	-0,89	-0,12	al ganar NO FOR, no sustituye a MAT
PÉRDIDAS			
FRO 2000 y MAT 2006	1,21	0,51	al perder FRO se sustituye por MAT
BMX 2000 Y MAT 2006	-0,1	-0,05	al perder BMX no se sustituye por MAT
CON 2000 y MAT 2006	0,56	0,07	al perder CON se sustituye por MAT
MAT 2000 y EVE 2006	1,12	1,75	al perder MAT se sustituye por EVE
BMX 2000 Y NO FOR 2006	1,03	2,01	al perder BMX se sustituye por NO FOR
CON 2000 y NO FOR 2006	3,31	1,57	al perder CON se sustituye por NO FOR
MAT 2000 y NO FOR 2006	3,14	1,02	al perder MAT se sustituye por NO FOR

En el caso de las pérdidas, se observan valores positivos para las siguientes transiciones: arbolado a matorral (CON-MAT y FRO-MAT), matorral a espacios de vegetación escasa (MAT-EVE) y arbolado a no forestal (CON-NO FOR y BMX-NO FOR). Considerando los valores y signos de las ganancias y pérdidas, se pueden considerar como sistemáticas las siguientes transiciones: CON-MAT, FRO-MAT, MAT-EVE, CON-NO FOR y BMX-NO FOR.

4.3. Comparación entre los dos periodos

Pese a contar con un menor número de años, el cambio experimentado, tanto total como neto, es mayor en el segundo período (33,4% frente a 22,4% y 21,1% frente a 15,5%). De igual manera sucede para el intercambio (12,4% frente a 6,9%).

En ambos períodos, tres categorías registran pérdidas absolutas, coníferas, frondosas y bosque mixto, que tras el incendio se transforman, principalmente, en matorrales, con valores de cambio observados superiores a los esperados y, también, hacia superficie no forestal. Prácticamente todos los cambios de arbolado a matorral y a no forestal registran valores observados mayores a los esperados en ambos períodos.

Aunque no en términos absolutos, el matorral también registra pérdidas importantes en ambos períodos, que se dirigen hacia espacios de vegetación escasa y superficie no forestal. Los cambios de matorral a estas dos categorías siempre registran valores observados mayores a los esperados. En función de las pérdidas, se observa en ambos períodos una clara transición de las superficies forestales quemadas hacia estadios inferiores de la cubierta vegetal.

Los matorrales y la cubierta no forestal son las categorías que experimentan una mayor ganancia absoluta, siendo mayor en el segundo intervalo de tiempo. Los espacios de vegetación escasa también experimentan una ganancia destacada para ambos periodos.

Considerando los valores y signos de las ganancias y pérdidas, en ambos períodos aparecen como sistemáticas las transiciones CON-MAT y MAT-EVE, ambas representantes de la regresión de la cobertura vegetal ya comentada. FRO-NO FOR y MAT-NO FOR aparecen como transiciones sistemáticas en el primer período, pero no en el segundo, si bien MAT-NO FOR si es significativa en cuanto a pérdidas en 2000-2006 y FRO-NO FOR supone una superficie insignificante en el total de superficie quemada. FRO-MAT, CON-NO FOR y BMX-

NO FOR aparecen como sistemáticas en el segundo período, pero no en el primero, si bien las dos primeras son significativas en cuanto a pérdidas en 1990-2000 y BMX-NO FOR supone una superficie insignificante en el total de superficie quemada. Todas estas transiciones apuntan en la misma dirección de regresión evolutiva con la disminución o, incluso, desaparición de la cobertura vegetal.

4.4. Intensidad de los cambios para los dos intervalos

4.4.1. A nivel de intervalo

Durante el intervalo 1990-2000 los cambios en la ocupación del suelo afectaron al 22,5 % de la superficie quemada, lo que supone un promedio anual de 2,25%. En el intervalo 2000-2006 el porcentaje de superficie afectada por los cambios aumentó hasta el 33,4% (aún siendo el intervalo asociado a un menor número de años), con un promedio anual de 5,57%, muy superior al del primer intervalo. El promedio anual para todo el período es de 3,91%, valor intermedio entre los registrados en ambos períodos. El ratio de cambio no es totalmente uniforme a lo largo del período, registrándose un cambio mucho más rápido en el intervalo 2000-2006 que en el intervalo 1990-2000.

4.4.2. A nivel de categoría

El matorral, las cubiertas no forestales y los espacios de vegetación escasa presentan los porcentajes más altos de ganancias para los dos intervalos (tabla 14). Matorral y EVE disminuyen las ganancias entre el primer y segundo período, en tanto que en las cubiertas no forestales se produce un incremento. Los pastos registran ganancias considerables en el segundo intervalo.

Coníferas, matorral, frondosas y bosques mixtos registran los mayores porcentajes de pérdidas en ambos intervalos, con una disminución entre intervalos de la primera categoría y un aumento de las otras tres. No obstante, estos datos pueden deberse a la superficie que ocupan estas categorías en la zona de estudio o al número de años incluidos en cada intervalo, por ello es conveniente analizar la intensidad de los cambios en estas categorías.

Tabla V. 14. Análisis de la intensidad de cambio por categoría (% absoluto del cambio y la intensidad es % anual de la categoría). Celdas verdes: categoría activa, la intensidad de cambio es mayor que el promedio anual. Celdas rojas: categoría inactiva, la intensidad de cambio es inferior al promedio anual. UDC: promedio anual; IP = Intensidad de Pérdidas; IG = Intensidad de Ganancias. P = Pérdidas; G = Ganancias.

Intervalo	1990-2000					2000-2006				
Cat	% P	IP	% G	IG	UDC	% P	IP	% G	IG	UDC
DEH	0,16	0,31	0,49	0,88	2,25	1,4	1,46	1,66	1,70	5,57
FRO	8,64	4,12	0,81	0,61		12,73	9,43	0,97	1,50	
CON	56,89	5,12	1,03	0,19		42,04	13,55	0,74	1,18	
BMX	4,64	2,82	0,61	0,49		10,3	10,82	0,5	1,36	
MAT	26,68	1,07	61,84	2,17		29,71	3,38	42,56	4,45	
PAS	2,24	0,89	0,80	0,33		3,56	1,38	4,27	1,62	
EVE	0,75	0,47	7,82	3,41		0,26	1,27	5,88	10,90	
No Forestal	0,00	0,00	26,60	10,00		0	0,00	43,43	16,67	

En función de la intensidad del cambio, las ganancias son significativas en las cubiertas no forestales y en los espacios de vegetación escasa en ambos intervalos, con un incremento importante en el segundo intervalo (tabla 14). En el caso de la cubierta no forestal, las intensidades de cambio son muy superiores al promedio anual de cambio en ambos intervalos. EVE presenta un valor de intensidad ligeramente superior al promedio anual en el primer intervalo y mayor en el segundo. Los matorrales presentan intensidades en la ganancia ligeramente inferiores al promedio anual. Estos datos difieren considerablemente de los valores absolutos de ganancia, donde los matorrales destacaban en ambos períodos, si bien coinciden totalmente en el caso de las cubiertas no forestales y parcialmente en los espacios de vegetación escasa.

En función de la intensidad, las pérdidas son significativas en coníferas, frondosas y bosque mixto en ambos intervalos, con un incremento muy importante en el segundo intervalo (tabla 14). El matorral, aunque con pérdidas absolutas considerables, presenta intensidades de cambio muy inferiores al promedio anual (1,07 frente a 2,25 en el primer intervalo y 3,45 frente a 2,34 en el segundo). Esta diferencia se debe a la gran superficie que ocupa esta categoría en la zona de estudio.

Considerando la intensidad de ganancias y pérdidas, los cambios no se distribuyen uniformemente entre todas las categorías, pero si se aprecia un patrón de cambio estacionario entre ambos intervalos de tiempo, aunque en el segundo intervalo se manifiesta con mayor intensidad que en el primero.

4.4.3. A nivel de transición

Para este nivel se han seleccionado las transiciones sistemáticas comunes a ambos intervalos de tiempo, comentadas en las secciones anteriores, que son CON-MAT y MAT-EVE. Además, estas transiciones son importantes por su implicación en la evolución del paisaje, ya que están involucradas en los procesos regresivos en la sucesión vegetativa.

Para analizar la transición CON-MAT a este nivel, debemos estudiar las ganancias del matorral y las pérdidas de las coníferas (tabla 15). En cifras absolutas, los matorrales incrementan su extensión a partir de superficie quemada de coníferas, seguido de frondosas y bosques mixtos, en ambos intervalos de tiempo. No obstante, las coníferas experimentan un notable descenso en el segundo intervalo (de 82,7% a 58,45%), frente a aumentos importantes en las otras dos categorías (de 9,8% a 25 % en las frondosas, y de 6,5% a 12,45% en los bosques mixtos). Estos datos están condicionados por la superficie que ocupan estas categorías en las zonas quemadas, por ello es conveniente analizar la intensidad de transición de estas categorías.

Tabla V. 15. Transiciones a MAT desde el resto de categorías y transiciones desde CON a las otras categorías. UDT es la intensidad uniforme de transición. Las celdas verdes indican que la categoría utiliza esa transición Las celdas rojas indican que la categoría evita esa transición. ITP = Intensidad de transición de Pérdidas; ITG = Intensidad de transición de Ganancias. TO = transición observada.

Intervalo de tiempo	1990-2000			2000-2006		
Transiciones a MAT						
De la categoría	ITG a MAT (1990-2000)	UDT	TO a MAT (%)	ITG a MAT (2000-2006)	UDT	TO a MAT (%)
DEH	0,16	3,17	0,13	0,60	4,65	1,72
FRO	2,89		9,8	7,88		25,01
CON	4,60		82,68	8,02		58,45
BMX	2,44		6,5	5,57		12,45
PAS	0,09		0,38	0,43		2,58
EVE	0,20		0,51	0,30		0,14
No Forestal	0,00		0	0,00		0
Transiciones desde CON						
A la categoría	ITP desde CON (1990-2000)	UDT	TO desde CON (%)	ITP desde CON (2000-2006)	UDT	TO desde CON (%)
DEH	0,00	1,46	0	0,02	2,43	0,4
FRO	0,00		0	0,22		0,33
BMX	0,00		0	0,44		0,38
MAT	1,79		82,68	2,60		59,18
PAS	0,01		0,05	0,17		1,04
EVE	0,12		0,43	0,32		0,41
No Forestal	2,05		8,83	6,23		38,60

Atendiendo a la intensidad, los mayores valores se registran en las coníferas, seguida por frondosas y bosque mixto, en ambos intervalos. No obstante, solo es sistemática (mayor que la intensidad uniforme de transición) para ambos intervalos de tiempo en las coníferas. En las frondosas y bosque mixto solo es sistemática en el segundo intervalo (datos coincidentes con las matrices de transición para estas dos categorías). La ganancia de MAT a partir de las CON es estable a lo largo del tiempo (ya que se mantiene por encima del UDT en ambos intervalos) y no lo es, en cambio, a partir de las FRO y BMX.

En cifras absolutas, las coníferas disminuyen su extensión tras el incendio a favor de matorrales y cubiertas no forestales en ambos intervalos de tiempo. No obstante, los matorrales experimentan un notable descenso en el segundo intervalo (de 82,7% a 59,2%), frente a aumentos importantes en las cubiertas no forestales (de 8,8% a 38,6%). Atendiendo a la intensidad de la transición, la importancia de estas categorías se invierte, siendo mayor para las cubiertas no forestales que para los matorrales. No obstante, en ambas es sistemática (mayor que la intensidad uniforme de transición) para los dos intervalos de tiempo y en ambas se produce un incremento de la intensidad en el segundo intervalo. Por tanto, se puede considerar que la sustitución de coníferas por estas dos cubiertas es estable a lo largo del período de estudio.

Tras el análisis conjunto de las ganancias del matorral y las pérdidas de las coníferas se puede considerar que la transición coníferas-matorral es sistemática y que se corresponde con los resultados obtenidos tanto para la intensidad a nivel de categoría, como para las matrices de transición.

Con respecto a la transición MAT-EVE, las pérdidas de los matorrales en ambos intervalos se dirigen principalmente a EVE y a no forestal, tanto en valores absolutos como en intensidades (tabla 16).

Algo más del 60% de la superficie quemada de matorral pasa a ser cubierta no forestal en ambos intervalos de tiempo, y un 28% y 17,7%, en el primer y segundo intervalo, respectivamente, pasan a ser EVE. Ambas transiciones registran intensidades sistemáticas (mayores a la intensidad uniforme de transición) en los dos intervalos, por lo que se trata de transiciones estables en el tiempo. Estos datos son coincidentes con los resultados de las matrices de transición. En el caso de las ganancias, el 96,6% de las ganancias de EVE en el

primer periodo y el 89,5% en el segundo proceden de superficie quemada de matorral. En ambos periodos la intensidad es sistemática y su comportamiento es estable en el tiempo.

Tabla V. 16. Transiciones a EVE desde el resto de categorías y transiciones desde MAT a las otras categorías. UDT es la intensidad uniforme de transición. Las celdas verdes indican que la categoría utiliza esa transición Las celdas rojas indican que la categoría evita esa transición. I Tde P = Intensidad de transición de Pérdidas; IT de G = Intensidad de transición de Ganancias. TO = transición observada.

Intervalo de tiempo	1990-2000			2000-2006		
Transiciones a EVE						
De la categoría	IT de G a EVE (1990-2000)	UDT	TO a EVE (%)	IT de G a EVE (2000-2006)	UDT	TO a EVE (%)
DEH	0,00	0,18	0	0,24	0,33	3,98
FRO	0,00		0	0,03		0,79
CON	0,02		3,38	0,06		2,91
BMX	0,00		0	0,00		0,00
MAT	0,30		96,62	0,60		89,49
PAS	0,00		0	0,06		2,12
No Forestal	0,00		0	0,00		0,00
Transiciones desde MAT						
A la categoría	IT de P desde MAT (1990-2000)	UDT	TO desde MAT (%)	IT de P desde MAT (2000-2006)	UDT	TO desde MAT (%)
DEH	0,72	1,67	1,5	1,46	3,54	4,77
FRO	0,40		1,96	0,96		2,07
CON	0,16		3,22	0,81		1,71
BMX	0,48		2,22	0,61		0,74
PAS	0,29		2,6	1,16		10,32
EVE	3,30		28,34	9,75		17,73
No Forestal	6,03		60,16	7,14		62,66

Tras el análisis conjunto de las ganancias de EVE y las pérdidas de matorral se puede considerar que la transición matorral-EVE es sistemática y que se corresponde con los resultados obtenidos tanto para la intensidad a nivel de categoría, como para las matrices de transición.

5. Discusión

Los resultados muestran un alto grado de persistencia en ambos periodos de tiempo, siendo mayor en el primero (77,5% frente a 66,6%). El mayor valor de persistencia va unido a una menor intensidad en el cambio, con un promedio anual de 2,3% en el primer período y de 5,6% en el segundo. Las diferencias entre períodos podría deberse a la mayor duración del primero, que permite un mayor grado de regeneración de la vegetación afectada por el fuego, así como los cambios desde cubiertas no forestales a forestales (ya sea mediante procesos naturales o repoblaciones). No obstante, para constatar este hecho, habría que

contar con una cartografía de incendios forestales de carácter anual e información sobre la severidad del fuego, que no está disponible y, en gran medida, no es posible obtener.

Junto a la duración del intervalo, el alto grado de persistencia está relacionado con el tipo de cubierta afectada por el incendio, en ambos casos predomina el matorral, que supone el 56% de la superficie quemada en el primer período y el 49% en el segundo, seguido por el pastizal y los espacios de vegetación escasa, que en conjunto suponen el 9% en el primer período y el 16% en el segundo. Estas tres cubiertas son las que registran mayor persistencia tras el fuego. Este dato es acorde a la alta resiliencia de los matorrales en los ecosistemas mediterráneos (Lloret *et al.*, 2002).

Las cubiertas arbóreas suponen en torno al 30% de la superficie quemada y registran en torno al 65% de las pérdidas totales de ocupación del suelo tras el incendio. Estas cubiertas presentan las mayores intensidades de pérdida de superficie en ambos períodos de tiempo, siempre de carácter significativo, pero con valores muy superiores en el segundo intervalo. Estos resultados son acordes con el lento grado de crecimiento de las cubiertas arbóreas registrado en el ámbito mediterráneo (Lloret *et al.*, 2002), que determina mayores porcentajes de cambio en el segundo período, que está compuesto por un menor número de años. Destacan las coníferas, cuyas pérdidas suponen el 57% del cambio total del primer periodo y el 41,2% del segundo, frente a frondosas y bosques mixtos, que suponen el 13% del cambio total del primer periodo y el 22% del segundo. Las diferencias entre coníferas y frondosas/bosques mixtos pueden estar asociadas al sistema de regeneración de las segundas (rebrote). (Tarrega Garcia-Mares y Luis Calabuig, 1990) constataron regeneraciones relativamente rápidas en formaciones de robledales (*Quercus pyrenaica*) en el Noroeste de España, condicionadas por el estado de la masa pre-incendio. Aunque no asociado a la ocurrencia de incendios, en Portugal se ha registrado un aumento importante de las formaciones de frondosas durante los últimos 30 años debido al abandono de los usos tradicionales de estos bosques (Moreira *et al.*, 2001).

El matorral es la ocupación del suelo que registra mayor superficie quemada (en torno al 50%). Diversos estudios ponen de manifiesto la alta incidencia del fuego en esta formación en regiones mediterráneas (Curt *et al.*, 2009; Mouillot *et al.*, 2003). Esta cubierta es la segunda en pérdidas de superficie tras el incendio, que suponen el 24% del cambio total del

primer período y el 27% del segundo. Sin embargo, a diferencia de las cubiertas arbóreas, el matorral experimenta un notable crecimiento como remplazo de otras cubiertas quemadas, que conlleva un proceso de intercambio positivo para esta cubierta. Esta cubierta registra un alto grado de persistencia, sólo el 10% de la superficie de matorral quemada en el primer período está ocupada por otro tipo de cubierta al final del mismo, cifra que asciende al 20% en el segundo. Este dato coincide con el obtenido por Keeley et al. (2005) en zonas de matorral en California, donde tras el incendio se producía un aumento de esta cobertura. Por último, las ganancias de esta categoría suponen un 25% y 29% sobre su superficie de partida en el primer y segundo periodo, respectivamente. Estas ganancias proceden principalmente de las cubiertas arbóreas. Este dato ha sido constatado en otras regiones de la Península Ibérica, en un estudio realizado en el sur de Portugal, se puso de manifiesto que la persistencia de la cubierta arbórea forestal disminuía con la ocurrencia de incendios, dando paso a cubiertas de matorral (Acácio *et al.*, 2009). Pese a la importancia de estos cambios, la intensidad en la ganancia de matorral no es significativa, aunque está muy próxima al valor promedio en ambos períodos de tiempo.

Las otras dos categorías que experimentan ganancias en ambos períodos son los espacios de vegetación escasa y las cubiertas no forestales. Ambas cubiertas presentan las mayores intensidades de ganancia en ambos períodos, de carácter significativo, pero con valores muy superiores en el segundo período. Los espacios de vegetación escasa, aunque su superficie total no es importante (no supera el 5% del total de la superficie quemada), registran ganancias del 49% y 174% sobre su superficie de partida en el primer y segundo periodo, respectivamente. En el caso de las cubiertas no forestales, el 26% de la superficie que tras el incendio cambia de ocupación del suelo pasa a esta categoría en el primer período, y el 43% en el segundo período. Este es un dato muy importante, ya que si los procesos de transición a estas categorías se suceden con frecuencia, pueden tener consecuencias negativas sobre el suelo forestal, ya que éste pierde sujeción para evitar los procesos de escorrentía en casos de lluvias fuertes, que facilitan el arrastre de suelo y los procesos de erosión, con situaciones de degradación que pueden ser severas en zonas muy sensibles (Pérez-Cabello *et al.*, 2009).

Los principales cambios observados son lo que se corresponden a las transiciones de arbolado a matorral, matorral a espacios de vegetación escasa, y de cubierta forestal a no

forestal. La transición de arbolado a matorral supone el 61% de los cambios en el primer período y el 41% en el segundo, destacando en ambos casos la transición de coníferas a matorral, que es la única que aparece como sistemática en ambos períodos, de acuerdo a la metodología utilizada. Esta transición presenta valores altos de intensidad de cambio, significativa en ambos períodos, pero con valores algo superiores en el segundo. Al quemarse, la cubierta arbórea existente desaparece, dando paso a la entrada de especies arbustivas con alta resiliencia y, en la mayoría de los casos, adaptadas al ciclo del fuego (Hanes, 1971), que repueblan las zonas afectadas y que no suelen tener un tallo arbóreo en los primeros años después de los incendios. La sustitución de las coníferas por matorrales tras un incendio ha sido constatada en diversos estudios de la Península Ibérica, siendo más patente a medio plazo (Pérez-Cabello *et al.*, 2009) y en bosques menos densos (Lloret *et al.*, 2002). Este dato es especialmente importante para la gestión del fuego, ya que el aumento de la presencia de matorrales favorece la continuidad horizontal y la compacidad de la cubierta, incrementando el riesgo de incendios y la frecuencia y recurrencia de los mismos (Vélez, 2000), por lo que pueden ser necesarias medidas de gestión forestal post-incendio encaminadas a aminorar estas consecuencias.

La transición de matorral a espacios de vegetación escasa, una vez ocurrido el incendio, supone el 7,6% de los cambios en el primer período y el 5,3% en el segundo. De acuerdo a la metodología utilizada, se trata de una transición sistemática en ambos períodos de tiempo, con intensidades de cambio significativas, especialmente altas en el segundo período de tiempo. La mayor intensidad del segundo período puede deberse al menor número de años que lo componen. En un incendio del Noroeste de España, Calvo *et al.* (2002) constataron que los matorrales afectados por fuego tendían a regenerarse por autosucesión con una alta resiliencia, volviendo a la situación original a los 9 años de ocurrir la perturbación y a la situación clímax a los 15 años. Este proceso de regresión implica que la vegetación se aleje considerablemente de su etapa clímax (Di Castri, 1981; Tarrega Garcia-Mares y Luis Calabuig, 1990), pudiendo considerarse como el último estadio de degradación (sin contar con la pérdida total de la vegetación). Si la frecuencia y extensión de los incendios aumenta, este tipo de cambios puede provocar una pérdida de la cubierta vegetal previa al incendio si no se llevan a cabo planes de repoblación (De Simón Navarrete, 1990).

La transición forestal-no forestal ha sido especialmente importante en el segundo período, donde supone el 14,5% de la superficie quemada, frente al 5,9% del primero. Por su volumen, destacan las transiciones desde coníferas y matorral. No obstante, ninguna de las posibles transiciones es sistemática para los dos períodos de tiempo. En el primero, son sistemáticas las transiciones de frondosas y matorral y, considerando solamente las pérdidas, las coníferas. En el segundo, las coníferas y bosques mixtos y, considerando sólo las pérdidas, el matorral. En una región de características climáticas similares, el Sur de California, este proceso de pérdida de la cubierta forestal (pastizal, matorral y arbolado) afectada por el fuego en el periodo 1973-2001 supuso el 35% del total de cambios en la ocupación del suelo (<http://landcover.trends.usgs.gov/west/eco8Report.html>, último acceso 9 de noviembre 2010).

Aparecen como sistemáticas y con intensidad significativa en ambos intervalos de tiempo, las transiciones que hacen alusión a las etapas de regresión dentro de la sucesión evolutiva, invirtiendo el sentido de la evolución por causa del fuego. La recurrencia en este proceso puede requerir medidas de gestión forestal post-incendio (o incluso pre-incendio), que faciliten la recuperación de los bosques y aumente su resistencia a la propagación del fuego. Algunas propuestas en esta dirección, se basan en el uso de repoblaciones específicas con especies más resistentes al fuego y con mayor diversidad estructural de las masas forestales, de tal manera que se consiga evitar masas monoespecíficas continuas que faciliten la propagación del fuego, teniendo en cuenta las características ecológicas de la zona (Vélez, 1990a).

Aunque los resultados obtenidos ponen de manifiesto y cuantifican los procesos de transición y la intensidad del cambio de la superficie forestal quemada, para un análisis más preciso sería necesario contar con información que en estos momentos no está disponible. La intensidad del cambio está altamente relacionada con la severidad de los incendios, no obstante, esta información no existe y no es posible obtenerla sin información de campo. La recurrencia del fuego en un mismo punto es otro factor importante a considerar para la interpretación de los cambios. Para obtener este dato habría que contar con una cartografía de área quemada de carácter anual, que no existe para la zona de estudio. El tiempo de regeneración empleado por las formaciones vegetales afectadas por los incendios forestales

depende notablemente de las dos variables anteriores. A mayor recurrencia de incendios y mayor severidad de estos, la recuperación de la vegetación es más lenta.

6. Conclusiones

El análisis de los patrones de cambio en la ocupación del suelo requiere responder, principalmente, a tres preguntas, ¿cuál es el cambio producido?, ¿cómo se ha producido? y ¿cuál es la causa de ese cambio?. La metodología utilizada en este artículo permite responder a las dos primeras y señala las transiciones más importantes en las que focalizar la investigación para responder a la tercera.

El uso de la matriz de transición y las medidas de intensidad del cambio aquí empleados son una herramienta útil para diferenciar los procesos sistemáticos de cambio de aquellos otros que se deben al azar. Aporta una visión de la naturaleza del cambio y de los procesos de transición en la ocupación del suelo (LULC) de la superficie quemada. De esta manera, se pueden centrar los esfuerzos de científicos y gestores en los cambios más importantes.

El análisis de cambios realizado ha permitido conocer con más detalle los procesos sistemáticos de transición de la cubierta forestal en España debidos a los incendios. Destaca el alto porcentaje de superficie que tras el incendio mantiene la misma ocupación del suelo en períodos de tiempo relativamente cortos, factor positivo en la dinámica del paisaje. La persistencia de la ocupación del suelo de las cubiertas quemadas es menor en el segundo período, asociado a su menor duración en años. En este segundo período se registran las mayores intensidades de cambio. Considerando la intensidad de ganancias y pérdidas, los cambios no se distribuyen uniformemente entre todas las categorías. Las principales pérdidas se registran en las categorías de arbolado, especialmente en las coníferas. En tanto que las ganancias se producen en los espacios de vegetación escasa y en las cubiertas no forestales. En ambos casos, las intensidades de cambio (pérdidas o ganancias) son mayores en el segundo período.

De los cambios registrados, las únicas transiciones sistemáticas, que suceden de forma intensiva en ambos intervalos, son las correspondientes a coníferas-matorral y matorral-espacios de vegetación escasa. Se trata de transiciones que se corresponden con las etapas de regresión dentro de la sucesión evolutiva de las formaciones vegetales. Atendiendo a la

intensidad de estas transiciones, se observan valores algo inferiores en el primer período, pero en ambos casos se trata de cambios sistemáticos, por lo que se puede constatar un patrón de cambio estacionario para todo el período de estudio. Aunque no en todos los casos sistemáticas, también destaca la importancia de la transición de cubierta forestal a no forestal, que iría en la misma línea de degradación de la cubierta forestal.

Conocer las transiciones más importantes y su intensidad puede ser de gran ayuda en los planes de gestión forestal post-incendio (incluso pre-incendio) encaminados a aminorar los efectos producidos por este fenómeno. Esta información resulta clave para diseñar las medidas necesarias para prevenir eventos futuros y restaurar áreas ya afectadas.

El estudio cuenta con algunos limitantes, la cartografía de área quemada, debido a las fechas de las fuentes utilizadas, no incluye todos los incendios sucedidos en el área de estudio durante el período analizado. Sin embargo si registra un número lo suficientemente elevado como para considerarlo representativo, por lo que los resultados obtenidos en este análisis pueden considerarse indicativos de las tendencias observadas en el período de estudio y como base para un estudio más profundo.

Una mejora de los resultados obtenidos partiría de contar con una cartografía de área quemada de carácter anual, que, entre otras cosas, permita incorporar la recurrencia de los incendios forestales. Esta información, en el caso de recurrencia, permitiría analizar si los matorrales que han sustituido a las coníferas son, a su vez, los matorrales que se ven sustituidos por los espacios de vegetación escasa. Otra información importante para mejorar este análisis sería la referente a la severidad de los incendios forestales cartografiados. Por último, sería conveniente aumentar el número de años del periodo de estudio para poder contrastar los efectos de la regeneración en la metodología utilizada.

7. Agradecimientos

Queremos agradecer al Dr. Pontius Jr por sus comentarios tan valiosos para la ejecución de este trabajo.

8. Referencias

- Acácio, V., Holmgren, M., Rego, F., Moreira, F. y Mohren, G. (2009): "Are drought and wildfires turning Mediterranean cork oak forests into persistent shrublands?" *Agroforestry Systems*, 76, 2, pp. 389-400.
- Agee, J. K. (1998): "Fire and pine ecosystems". En Richardson, D. M. (Ed.): *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge, Cambridge University Press, pp. 193-218.
- Aldwaik, S. y Pontius Jr, R. G. (in review): "Size, Intensity, and Stationarity of Land Changes by Interval, Category, and Transition". *Geographical Analysis*, pp.
- Alo, C. y Pontius, R. G. (2008): "Identifying systematic land-cover transitions using remote sensing and GIS: the fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana". *Environment and Planning B: Planning and Design*, 35, pp. 280-295.
- Braimoh, A. K. (2006): "Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113, pp. 254-263.
- Calvo, L., Tárrega, R. y de Luis, E. (2002): "Secondary succession after perturbations in a shrubland community". *Acta Oecologica*, 23, 6, pp. 393-404.
- Chuvieco, E. (2002): *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Barcelona, Ariel Ciencia.
- Currit, N. (2005): "Development of a remotely sensed, historical land-cover change database for rural Chihuahua, Mexico". *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 7, 3, pp. 232-247.
- Curt, T., Adra, W. y Borgniet, L. (2009): "Fire-driven oak regeneration in French Mediterranean ecosystems". *Forest Ecology and Management*, 258, 9, pp. 2127-2135.
- de Simón Navarrete, E. (1990): "Restauración de la vegetación en cuencas mediterráneas: repoblaciones en zonas áridas". En ICONA (Ed.): *Ecología. Fuera de Serie Núm. 1*. Madrid, pp. 401-427.
- Delincé, J. (2000): Outline of project LUCAS. Eurostat Working Document ESTAT/LAND/33, WP Land Use Statistics.
- Di Castri, F. (1981): "Mediterranean-type shrublands of the world". En Di Castri, F., Goodall, D. W., y Specht, R. L. (Ed.): *Mediterranean-type Shrublands, Ecosystems of the World*. Amsterdam, Elsevier, pp. 1-52.

- Doerr, S. H. y Cerdà, A. (2005): "Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges". *International Journal of Wildland Fire*, 14, pp. 339-342.
- Feranec, J., Jaffrain, G., Soukup, T. y Hazeu, G. (2010): "Determining changes and flows in European landscapes 1990-2000 using CORINE land cover data". *Applied Geography*, 30, pp. 19-35.
- Hanes, T. L. (1971): "Succession after fire in the chaparral of southern California". *Ecological monographs*, 41, pp. 135-140.
- Karl, T. R., Melillo, J. M. y Peterson, T. C. (2009): *Global Climate Change Impacts in the United States*. Cambridge University Press.
- Keeley, J. E., Fotheringham, J. y Baer-Keeley, M. (2005): "Determinants of postfire recovery and succession in Mediterranean-climate shrublands of California". *Ecological Applications*, 15, 5, pp. 1515-1534.
- Köhl, M., Korotkov, A., Løyché Wilkie, M., Prins, K., Rametsteiner, E., Larsson, T.-B., San-Miguel Ayanz, J., van der Velde, J., Schulte, E., Olavi Tomppo, E., Vidal, C., Zanatta, Y., Wolf-Crowther, M. y Paivinen, R. (2007): *STATE OF EUROPE'S FORESTS 2007*. The MCPFE Report on Sustainable Forest Management in Europe. Jointly prepared by the MCPFE Liaison Unit Warsaw, UNECE and FAO. United Nations Economic Commission for Europe and Food and Agriculture Organization of the United Nations, Warsaw.
- Lambin, E. F. (1994): *Modelling Deforestation Processes: A review*. p. 113. Trees Publication Series B: Research Report. European Commission, Luxembourg.
- Lloret, F. (2004): "Régimen de incendios y regeneración". En Valladares, F. (Ed.): *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A., pp. 101-126.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X. y Díaz-Delgado, R. (2002): "Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula". *Landscape Ecology*, 17, 8, pp. 745-759.
- MacDonald, L., H. y Huffman, L. E. (2004): "Post-fire soil water repellency". *Soil Science Society of America Journal of Forestry*, 68, pp. 1729-1734.
- Manandhar, R., O.A. Odeh, I. y Pontius Jr, R. G. (2010): "Analysis of twenty years of categorical land transitions in the Lower Hunter of New South Wales, Australia". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135, pp. 336-346.

- Mertens, B. y Lambin, E. F. (1997): "Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon : Spatial disaggregation of diverse deforestation processes". *Applied Geography*, 17, 2, pp. 143-162.
- Moreira, F., Rego, F. C. y Ferreira, P. G. (2001): "Temporal (1958–1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence". *Landscape Ecology*, 16, pp. 557-567.
- Moreno, M. V. y Chuvieco, E. (2009): "Validación de productos globales de cobertura del suelo en la España Peninsular". *Revista de Teledetección*, 31, pp. 5-22.
- Mouillot, F., Ratte, J. P., Joffre, R., Moreno, J. M. y Rambal, S. (2003): "Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a mediterranean landscape (Corsica, France)". *Landscape Ecology*, 18, pp. 665-674.
- NATLAN (2010): CLC 2006 CORINE Land Cover 100m. European Environment Agency, Copenhagen. <http://natlan.eea.europa.eu/dataservice>.
- Pausas, J. G., Carbó, E., Neus Caturla, R., Gil, J. M. y Vallejo, R. (1999): "Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula". *Acta Oecologica*, 20, 5, pp. 499-508.
- Pérez-Cabello, F., Ibarra, P., Echeverría, M. T. y de la Riva, J. (2009): "Post-fire land degradation of *Pinus sylvestris* L. woodlands after 14 years". *Land Degradation & Development*, 20, pp. 1-16.
- Pérez, B. y Moreno, J. M. (1998): "Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland". *Plant Ecology*, 134, pp. 27-41.
- Petit, C., Scudder, T. y Lambin, E. (2001): "Quantifying processes of land-cover change by remote sensing: resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia". *International Journal of Remote Sensing*, 22, 17, pp. 3435-3456.
- Pontius Jr, R. G., Shusas, E. y McEachern, M. (2004): "Detecting important categorical land changes while accounting for persistence". *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 101, 2-3, pp. 251-268.
- Retana, J., Espelta, J. M., Habrouk, A., Ordoñez, J. L. y de Solá-Morales, F. (2002): "Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain". *Ecoscience*, 9, 1, pp. 89-97.
- Rogan, J. y Miller, J. (2006): "Integrating GIS and remotely sensed data for mapping forest disturbance and change". En Wulder, M. A., y Franklin, S. E. (Ed.): *Understanding forest*

- disturbance and spatial pattern: remote sensing and GIS approaches*. Boca Raton, FL, Taylor & Francis Group, pp.
- Santana, L. M. y Salas, J. (2007): "Análisis de cambios en la ocupación del suelo ocurridos en sabanas de Colombia entre 1987 y 2001, usando imágenes Landsat". *Geofocus*, 7, pp. 281-313.
- Tarrega Garcia-Mares, R. y Luis Calabuig, E. (1990): "La problemática de los incendios forestales y su incidencia en los robledales de *Quercus Pyrenaica* en la provincia de León". En ICONA (Ed.): *Ecología. Fuera de Serie Núm. 1-1990*. Madrid, pp.
- Trabaud, L. (1987): "Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean basin". *Ecología Mediterránea*, 13, pp. 25-37.
- Trabaud, L. (2000): "Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the West Mediterranean". En Ne'eman, G., y Trabaud, L. (Ed.): *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and Pinus brutia Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Leiden, Netherlands, Buckhuys Publishers, pp. 257-268.
- Vélez, R. (1990a): "Algunas observaciones para una selvicultura preventiva de incendios forestales". En ICONA (Ed.): *Ecología. Fuera de Serie Núm. 1*. Madrid, pp. 561-571.
- Vélez, R. (1990b): "Los incendios forestales en España". En ICONA (Ed.): *Ecología. Fuera de Serie Núm. 1*. Madrid, pp. 213-222.
- Vélez, R. (2000): *La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias*. Madrid, McGraw-Hill.
- Verdú, F. y Salas, J. (2010): "Cartografía de áreas quemadas mediante análisis visual de imágenes de satélite en la España peninsular para el periodo 1991-2005". *Geofocus*, 10, pp. 54-81.
- Versace, V. L., Ierodiaconou, D., Stagnitti, F. y Hamilton, A. J. (2008): "Appraisal of random and systematic land cover transitions for regional water balance and revegetation strategies". *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 123, pp. 328-336.
- Weng, Q. (2002): "Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling". *Journal of Environmental Management*, 64, 3, pp. 273-284.

Yang, X. y Lo, C. P. (2002): "Using a time series of satellite imagery to detect land use and land cover changes in the Atlanta, Georgia metropolitan area". *International Journal of Remote Sensing*, 23, 9, pp. 1775-1798.

Aaviksoo, K. (1995): "Simulating vegetation dynamics and land use in a mire landscape using a Markov model". *Landscape and Urban Planning*, 31, pp. 129-142.

Conclusiones y futuras líneas de investigación

Conclusiones y futuras líneas de investigación

En esta sección se presentan las principales conclusiones derivadas de la tesis y las posibles futuras líneas de investigación, estructuradas en cinco secciones temáticas:

Cartografía de área quemada

Esta tesis ofrece una serie temporal de cartografía de área quemada de la España peninsular para los periodos 1991-1995, 1995-1999, 1999-2000 y 2000-2005 y para el período global 1991-2005. La cartografía global registra 1.020.207 ha de superficie quemada en un total de 4286 incendios, lo que supone el 2,1% de la superficie total de la España peninsular. La cartografía obtenida mostró una correlación cercana al 73% con la Base de Datos de Incendios Forestales (BDIF) de la Dirección General para la Biodiversidad. Los grandes incendios (> 500 ha) concentran el 67,1% de la superficie total quemada, pese a que apenas sobrepasan el 6% del total de los incendios. Los matorrales (53,8%) y las coníferas (22,5%) son las dos formaciones vegetales más afectadas por los incendios.

Los principales problemas de la metodología utilizada para la cartografía de los incendios se relacionan con el tiempo transcurrido entre el incendio y la fecha de adquisición de la imagen utilizada. Los cambios en la respuesta espectral debidos a los incendios se atenúan o desaparecen cuando la zona afectada por el incendio comienza su regeneración. La mayor parte de los incendios no detectados se corresponden con cubiertas herbáceas y matorrales, que se regeneran en periodos cortos de tiempo (meses, en el caso de las herbáceas), mientras que la vegetación arbórea puede tardar muchos años en alcanzar su estadio original, especialmente si la severidad del incendio ha sido alta. Por ello, es recomendable la utilización de imágenes adquiridas en fechas próximas al incendio forestal, lo más cercanas posible a la finalización de la estación de incendios. El uso de imágenes posteriores, es decir varios meses o años después de la ocurrencia del incendio, conllevará pérdida de fiabilidad en la interpretación y, por tanto, en la discriminación y extracción de las áreas quemadas.

Una posible línea de investigación en este escenario es el análisis de la mejora de la cartografía de incendios forestales con el uso de coberturas anuales de los satélites Landsat

y SPOT. Atendiendo a la disponibilidad, cada vez más frecuente, de la localización de los puntos de ignición por parte de los servicios de lucha contra incendios, podría evaluarse la mejora que el uso de este dato supone para la cartografía de los incendios forestales. Por otra parte, sería interesante realizar estudios detallados de las ventajas/inconvenientes del uso de Landsat frente a SPOT, considerando las diferencias de resolución espacial y espectral de estos sensores. Por último, sería de máximo interés la búsqueda de una metodología de tratamiento digital (automática) para la cartografía de los incendios forestales y comparar sus resultados con los obtenidos mediante análisis visual.

Caracterización biofísica y antropogénica de los incendios forestales

De las variables analizadas mediante las tabulaciones cruzadas, los factores más determinantes de la superficie quemada fueron temperatura, pendiente y ocupación del suelo, destacando en esta última el matorral y las coníferas, que se corresponden con las formaciones vegetales más afectadas por este fenómeno. Los resultados apuntan a que la proporción de superficie quemada aumenta con el aumento de la temperatura y de la pendiente, especialmente en los sectores de matorral y coníferas. La precipitación tiene un comportamiento diferente según la formación vegetal, con una relación directa con las coníferas (menor contenido de humedad) e inversa con el matorral (mayor carga de combustible). Pese a tratarse de un método sencillo, la tabulación cruzada (simple o para combinaciones de variables) resulta una técnica útil para el análisis de la distribución de las variables biofísicas afectadas por los incendios forestales.

Los análisis estadísticos multivariantes (regresión logística, análisis discriminante y árbol de regresión) ofrecen una información más completa sobre las variables biofísicas y antropogénicas que explican la superficie quemada y el tamaño de los incendios. Los métodos analíticos empleados ofrecen modelos explicativos sólidos, con un alto porcentaje de acuerdo y carácter significativo, de la superficie quemada en la España peninsular durante el período 1991-2005, mediante la combinación de variables estructurales relacionadas con el fuego.

En el caso de la superficie quemada, las variables más destacadas son la ocupación del suelo (matorral y coníferas, principalmente), el clima (mediante las variables climáticas o los pisos

bioclimáticos) y la pendiente. Las variables antropogénicas utilizadas en este análisis aparecen con poco peso en los modelos obtenidos. Los resultados ofrecen un grado de acuerdo similar (66%) en las tres técnicas empleadas. La regresión logística y el análisis discriminante incluyen las mismas variables explicativas (con pesos y tendencias similares), en tanto que el árbol de regresión difiere un poco. En los primeros, el clima está representado por los pisos bioclimáticos, en tanto que en el último, junto a éstos, aparecen las variables de temperatura y precipitación. Las coincidencias en los análisis indican el interés de las variables explicativas seleccionadas por los modelos y la utilidad de las técnicas analíticas usadas. De las tres técnicas, los árboles de regresión ofrecen una mayor capacidad para clasificar área quemada, aunque definen peor las zonas no quemadas. Además, esta técnica tiene menores restricciones estadísticas.

En el caso del tamaño de los incendios, el árbol de regresión obtuvo mejores resultados que el análisis discriminante, aunque ambas técnicas incluyeron las mismas variables explicativas (con pesos análogos). Las variables más destacadas fueron temperatura, precipitación, pisos bioclimáticos y densidad de población. En ambos métodos se clasificó mejor los incendios de mayor tamaño (>5000 ha), debido a la gran homogeneidad que presentan en las tres variables explicativas seleccionadas, registrándose principalmente en el piso bioclimático mesomediterráneo, con altas temperaturas en verano y precipitaciones de invierno bajas a moderadas. En el caso de las categorías de menor tamaño, los incendios registrados ofrecen situaciones dispares en cuanto a estas variables, prevaleciendo los de menor tamaño en los pisos de la región eurosiberiana, con los valores de temperatura más bajos y los más elevados de precipitación, y los de tamaño medio en pisos de la región mediterránea, con valores intermedios en temperatura y precipitación a las dos categorías anteriores. No obstante, también se registran un número importante de incendios de tamaño medio en la región eurosiberiana e incendios de tamaño pequeño en la mediterránea, lo que conlleva una peor clasificación de estas categorías frente a la de mayor tamaño. Como en el caso de la superficie quemada, las coincidencias entre ambos modelos indican el interés explicativo de las variables seleccionadas y la utilidad de las técnicas analíticas aplicadas.

Los modelos resultantes de superficie quemada y del tamaño de los incendios mostraron características diferentes. La superficie quemada estaba más relacionada con las coberturas de usos del suelo, los pisos bioclimáticos y la pendiente, mientras que el tamaño de los

incendios estaba más relacionado con las variables climáticas, pisos bioclimáticos y densidad de población. Los pisos bioclimáticos aparecen relacionados tanto con los modelos de superficie quemada como en los de tamaño de incendios. El piso mesomediterráneo registró mayor área quemada e incendios más grandes que la región eurosiberiana.

La superficie quemada y el tamaño de los incendios evidencian la existencia de dos regiones claramente diferenciadas. La región eurosiberiana, formada por un ecosistema arbolado denso relativamente húmedo y con abundante combustible, se caracteriza por la alta ocurrencia de incendios de pequeño tamaño. En esta región se registra un régimen de incendios de energía limitada, donde la inflamabilidad del combustible suele ser el factor limitante para el riesgo de incendios. Si se observa la causalidad de los incendios en el piso correspondiente en dicha región hay que destacar el alto porcentaje de incendios de origen humano intencionados (72,7%). En este tipo de ecosistema los grandes incendios solo ocurren cuando hay suficiente energía disponible para secar el abundante combustible. Por otro lado, la región mediterránea, formada por un ecosistema seco dominado por tipos de vegetación como matorral y coníferas, se caracteriza por una menor ocurrencia de incendios, pero de mayores dimensiones. Aquí el porcentaje de incendios de origen humano intencionado supone el 56%, muy inferior a la región eurosiberiana. En esta región se registra un régimen de incendios de humedad limitada, en el que la propagación de grandes incendios se puede ver limitada por la disponibilidad de combustible.

Este trabajo se ha realizado con la información disponible de carácter homogéneo a la escala utilizada. Este hecho ha condicionado notablemente el uso de variables de carácter humano, que ofrecen escalas y formatos muy diversos. No obstante, considerando la importancia del componente humano en la causalidad de los incendios forestales en el área de estudio, se requieren nuevos estudios que mejoren la incorporación de esta variable en las técnicas de análisis propuestas.

Las futuras líneas de investigación en esta sección partirían de la inclusión de un mayor número de variables antropogénicas, espacializadas a la escala de trabajo utilizada, que puedan combinarse con las variables biofísicas propuestas. Por otra parte, sería interesante extraer modelos independientes para las distintas regiones bioclimáticas y evaluar su idoneidad frente a los modelos globales.

Caracterización geométrica de los incendios

Atendiendo a su geometría, los incendios cartografiados mostraron notables diferencias en función de su tamaño, siendo más irregulares cuanto mayor es éste. De las unidades métricas utilizadas, el índice ESI es el que mejor explica la complejidad de los incendios en función de su tamaño. Además, el tamaño de los incendios aparece relacionado con la ocupación del suelo, con incendios de mayor tamaño y mayor irregularidad en matorrales y coníferas (con mayores índices de propagación), que en bosques mixtos y de frondosas. Los pastizales, aunque se propaguen de forma rápida, no producen grandes incendios ya que ocupan pequeñas extensiones.

Los pisos bioclimáticos son una variable geográfica adecuada para diferenciar espacialmente la geometría de los incendios forestales sucedidos en la España Peninsular durante el período de estudio. Los incendios de la región eurosiberiana son más pequeños, más complejos, con un mayor grado de heterogeneidad y más dispersos, por lo general, que los incendios de la región mediterránea. El índice de agrupación no muestra estas diferencias regionales (pisos bioclimáticos). En general, los incendios forestales tienden a agruparse, siendo mayor el índice de agrupación cuanto mayor es el número de incendios registrados.

La orientación geográfica de los incendios forestales está relacionada, principalmente, con el clima y la orografía. El mayor número de incendios y el mayor tamaño medio de éstos se produjeron, principalmente, en las orientaciones Este-Oeste, lo que podría explicarse por los vientos predominantes del Oeste que afectan a la Península Ibérica. El tamaño medio de los incendios en función de la orientación mostró diferencias estadísticamente significativas en el conjunto del territorio y entre las grandes ecoregiones, aunque no entre pisos bioclimáticos.

Las futuras líneas de investigación en este escenario partirían del uso de nuevas unidades métricas, que complementen a las aquí utilizadas, así como de técnicas que sintetizen la información aportada por estos índices y permitan establecer patrones espaciales en función de la geometría de los incendios. Por otra parte, habría que profundizar en el análisis de las variables que condicionan dicha geometría.

Dinámica en la ocupación del suelo de la superficie quemada

La metodología utilizada en este artículo permite responder a dos de las tres preguntas claves en el análisis de los patrones de cambio en la ocupación del suelo, ¿cuál es el cambio producido? y ¿cómo se ha producido?, a la vez que señala las transiciones más importantes en las que focalizar la investigación para responder a la tercera pregunta, ¿cuál es la causa de ese cambio?

El análisis de cambios realizado ha permitido conocer con más detalle los procesos sistemáticos de transición de la cubierta forestal en España debidos a los incendios. Destaca el alto porcentaje de superficie que tras el incendio mantiene la misma ocupación del suelo en períodos de tiempo relativamente cortos, factor positivo en la dinámica del paisaje. La persistencia de la ocupación del suelo de las cubiertas quemadas es menor en el segundo período de estudio, asociado a su menor duración en años. En este segundo período se registran las mayores intensidades de cambio. Considerando la intensidad de ganancias y pérdidas, los cambios no se distribuyen uniformemente entre todas las categorías. Las principales pérdidas se registran en las categorías de arbolado, especialmente en las coníferas. En tanto que las ganancias se producen en los espacios de vegetación escasa y en las cubiertas no forestales. En ambos casos, las intensidades de cambio (pérdidas o ganancias) son mayores en el segundo período.

De los cambios registrados, las únicas transiciones sistemáticas, que suceden de forma intensiva en ambos intervalos, son las correspondientes a coníferas-matorral y matorral-espacios de vegetación escasa. Se trata de transiciones que se corresponden con las etapas de regresión dentro de la sucesión evolutiva de las formaciones vegetales. Atendiendo a la intensidad de estas transiciones, se observan valores algo inferiores en el primer período, pero en ambos casos se trata de cambios sistemáticos, por lo que se puede constatar un patrón de cambio estacionario para todo el período de estudio. Aunque no en todos los casos sistemáticas, también destaca la importancia de la transición de cubierta forestal a no forestal, que iría en la misma línea de degradación ya señalada.

El uso de la matriz de transición y las medidas de intensidad del cambio aquí empleados son una herramienta útil para diferenciar los procesos sistemáticos de cambio de aquellos otros que se deben al azar. Aporta una visión de la naturaleza del cambio y de los procesos de

transición en la ocupación del suelo de la superficie quemada. De esta manera, se pueden centrar los esfuerzos de científicos y gestores en los cambios más importantes.

Las futuras líneas de investigación partirían del uso de una cartografía de área quemada de carácter anual, que, entre otras cosas, permita incorporar la recurrencia de los incendios forestales. Esta información, en el caso de recurrencia, permitiría analizar si los matorrales que han sustituido a las coníferas son, a su vez, los matorrales que se ven sustituidos por los espacios de vegetación escasa. Otra información importante para mejorar este análisis sería la referente a la severidad de los incendios forestales cartografiados. Por último, sería conveniente aumentar el número de años del periodo de estudio para poder contrastar los efectos de la regeneración en la metodología utilizada.

Gestión forestal de los incendios forestales

La cartografía de la superficie quemada es un elemento clave para el análisis y la gestión de los incendios forestales. Las imágenes de satélite, por sus características espectrales, espaciales y temporales, se constituyen en una fuente de información idónea para generar esta cartografía.

La información obtenida mediante las diversas técnicas de análisis espacial puede ser utilizada en los planes de defensa/prevencción contra incendios forestales, ya que, en cierta medida, permite conocer la influencia de las variables biofísicas y antropogénicas que favorecen la ocurrencia de este fenómeno. Puede ser útil para declarar los planes estratégicos de defensa para las zonas de riesgo y localizar la vigilancia y equipos operativos disponibles para dichas zonas. Además, la consideración de determinadas especies forestales en los planes de reforestación puede funcionar como zonas de interrupción del combustible para prevenir tanto el tamaño de los incendios forestales como la superficie quemada total.

Por otra parte, la distribución de estas variables asociadas a la ocurrencia de incendios, junto a la geometría y orientación geográfica de los mismos, son variables de interés para la definición de los patrones espaciales de este fenómeno, información importante para gestionar el impacto generado sobre los ecosistemas y proponer medidas preventivas.

En esta misma línea, conocer las transiciones más importantes en la ocupación del suelo de la superficie quemada, así como su intensidad, puede ser de gran ayuda en los planes de gestión forestal post-incendio (incluso pre-incendio) encaminados a aminorar los efectos producidos por este fenómeno. Esta información resulta clave para diseñar las medidas necesarias para prevenir eventos futuros y restaurar áreas ya afectadas.

Los métodos de análisis propuestos en este estudio podrían aplicarse sin grandes modificaciones a otras regiones del mundo, siempre que las variables espaciales necesarias estuviesen disponibles para ese territorio. La precisión de los modelos dependerá de la frecuencia con que se actualicen las variables y la modificación temporal de las características de los incendios.